

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALAGOAS
CENTRO DE TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS
HÍDRICOS E SANEAMENTO**



PEDRO HENRIQUE DE OMENA TOLEDO

**Modelagem da pluma de contaminação do nitrato em aquífero
urbano considerando os efeitos da sazonalidade do clima em parte
da Região Metropolitana de Maceió-AL**

Maceió
2016

PEDRO HENRIQUE DE OMENA TOLEDO

Modelagem da pluma de contaminação do nitrato em aquífero urbano considerando os efeitos da sazonalidade do clima em parte da Região Metropolitana de Maceió-AL

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento, Centro de Tecnologia da Universidade Federal de Alagoas, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Recursos Hídricos e Saneamento.

Orientador(a): Prof(a). Dr.(a) Cleuda
Custódio Freire

Co-orientador(a): Eduardo Lucena C.
de Amorim

Maceió
2016

Catálogo na fonte
Universidade Federal de Alagoas
Biblioteca Central
Divisão de Tratamento Técnico
Bibliotecário Responsável: Valter dos Santos Andrade

T649m	<p>Toledo, Pedro Henrique de Omena. Modelagem da pluma de contaminação do nitrato em aquífero urbano considerando os efeitos da sazonalidade do clima em parte da região metropolitana de Maceió-AL / Pedro Henrique de Omena Toledo. – 2016. 71 f. : il.</p> <p>Orientadora: Cleuda Custódio Freire. Coorientador: Eduardo Lucena C. de Amorim. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento) – Universidade Federal de Alagoas. Centro de Tecnologia. Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento. Maceió, 2016.</p> <p>Bibliografia: f. 62-70. Anexo: f. 71.</p> <p>1. Aquífero urbano – Contaminação. 2. Nitrato. 3. Aquíferos - Maceió. 4. Modelagem do contaminante. I. Título.</p> <p style="text-align: right;">CDU: 628.193:661.15'11</p>
-------	---



FOLHA DE APROVAÇÃO

Modelagem da pluma de contaminação do nitrato em aquífero urbano considerando os efeitos da sazonalidade do clima em parte da Região Metropolitana de Maceió-AL

PEDRO HENRIQUE DE OMENA TOLEDO

Dissertação submetida à banca examinadora do Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento da Universidade Federal de Alagoas e aprovada no dia 04 de março do ano de 2016.

Banca Examinadora:

Prof.^a. Dr.^a. Cleuda Custódio Freire
(Orientadora – PPGRHS/UFAL)

Prof. Dr. Eduardo Lucena Calvacante de Amorim
(Co-orientador – PPGRHS/UFAL)

Prof. Dr. Antônio Pedro de Oliveira Netto
(PPGRHS/UFAL)

Prof.^a. Dr.^a. Joana Darc Freire de Medeiros
(UFRN – Campus Natal)

AGRADECIMENTOS

Acreditar e perseguir os sonhos são a engrenagem da vida

Das pipas e pião, do futebol no Terezão, da longa graduação, quem diria?

Da tempestade a luz do sol, mais uma jornada, um caminho

Pra superar e vencer é preciso ter coragem, perseverança e um grupo de pessoas especiais

Família, palavras, apoio, abraço, conforto...um mar de sensações

A buscapé joga 10, quem ver de longe nem nota, mas tem amor que transborda

Cresci e parece que me tornei rei

Da rainha que veio de longe e aportou no meu cais

À pequena princesa de estilo *black*

Ela é a mais linda do lar, que me torna feliz a cada manhã

Ela é a letra do Caetano com “flow” do Racionais.

Sem esquecer de quem me trouxe até aqui...

Professora, tutora, amiga, às vezes quase como uma mãe

E quando o caminho é difícil, tem quem te ajude a suportar

Amigos, trabalho, risadas e diversão! A melhor sala do PPGRHS.

À todos vocês, minha gratidão

Muito obrigado!

RESUMO

Em muitas cidades as águas subterrâneas são imprescindíveis para o abastecimento humano. Porém, os aquíferos urbanos convivem com o constante risco de contaminação em virtude dos diversos tipos de poluentes originados da heterogeneidade das atividades que ocorrem na superfície do solo. Um dos principais poluentes encontrados em termos de abundância é o nitrato, e que pode ser capaz de promover diversos danos à saúde humana e ao ambiente aquático. Neste contexto, este trabalho teve por objetivo avaliar a pluma de contaminação do nitrato em parte da Região Metropolitana de Maceió e buscar por evidências do efeito da recarga na dinâmica do poluente. Para tal, foi utilizado o código MODFLOW para simular o estado de equilíbrio da distribuição da carga hidráulica, o MODPATH para o rastreamento de partículas e o MT3DMS para descrever o transporte e destino do nitrato. Os resultados evidenciam que a sazonalidade da precipitação não apresentou influência significativa nas variações do nível de água em aquífero sedimentar profundo assim como na dispersão do contaminante. Além disso, há probabilidade que a disposição de dejetos sanitários no solo em longo prazo governe a dinâmica da concentração de nitrato em 87,5% dos poços de monitoramento.

Palavras-chave: Contaminação por nitrato; aquífero urbano; modelagem do contaminante

ABSTRACT

In many cities, groundwater is essential for human consumption. However, urban aquifers coexist with the constant risk of contamination by the various types of pollutants from heterogeneity of activities. Nitrate is the main pollutant found in aquifers in terms of abundance, and may be able to promote much harmful to human health and the aquatic environment. In this context, this study goal to evaluate the nitrate contamination plume in part of the Metropolitan Region of Maceió City and looking for evidence of the effect of recharging on pollutant dynamics. To do this, we used the MODFLOW code to simulate the steady state distribution of hydraulic load, the MODPATH for tracking particles and MT3DMS to describe the transport and fate of nitrate. The results show that the seasonality of precipitation introduced no significant influence on the water level variations in deep sedimentary aquifer as well as the contaminant dispersion. Furthermore, there is a probability that disposal of sewage in long-term on soil govern the dynamics of the nitrate concentration in 87.5% of monitoring wells.

Key-words: Nitrate contamination; urban aquifer; contaminant modeling

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Mapa de localização da área de estudo	22
Figura 2 - Mapa geológico da área de estudo	23
Figura 3 - Precipitação média mensal nos postos da área de estudo	27
Figura 4 - Fluxograma do processo metodológico	29
Figura 5 - Direções de fluxo	30
Figura 6 - Área de contribuição dos postos pluviométrico para a RMM	33
Figura 7 - comparação entre os valores calculados e observados de carga hidráulica ...	36
Figura 8 - Variações de NE em doze poços de monitoramento no período de julho/2009 a março/2010.	38
Figura 9 - Rastreamento de partículas prospectivas na 13ª camada depois de 10 anos .	39
Figura 10 - Localização dos poços de monitoramento das concentrações de nitrato no período de 2009 a 2010.	40
Figura 11- Variação dos níveis de nitrato nos poços de amostragem no período de 2009 a 2010.	43
Figura 12 - Concentração de nitrato em poços datados de 2011 a 2015 na RMM. Poços com ícones sobrepostos apresentaram mais de um período amostrado.....	44
Figura 13 - Mapa de cobertura vegetal, uso e ocupação do solo e poços monitorados..	46
Figura 14 - Localização das principais fontes de contaminação contidas na RMM	50
Figura 15 - Rastreamento retrospectivo de partículas para o período de 10 anos tendo como pontos de referência poços contaminados.	51
Figura 16 - Isolinhas das concentrações de nitrato no sistema aquífero	52
Figura 17 - Relação entre as concentrações observadas e calculadas em função do período de observação	54
Figura 18 - Distribuição do nitrato na área urbana da RMM	56
Figura 19 - Seções transversais da RMM e evolução da pluma no local	58
Figura 20 - Correlação do nitrato com outros parâmetros de qualidade da água	59
Figura 21- Vista em planta da espacialização da pluma de contaminação na zona média-baixa da RMM.....	60

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Impacto dos processos de urbanização na recarga de águas subterrâneas (adaptado de Foster et al. 1998).....	15
Tabela 2 - Fontes de recargas e seus impactos na qualidade da água subterrânea (adaptado de Foster et al. 1998).....	15
Tabela 3 - Precipitação média anual nos postos do domínio.....	32
Tabela 4 - Evapotranspiração real da RMM no período de 2003 a 2005	34
Tabela 5 - Percentual de contribuição do uso do solo no perímetro de proteção do poço	49
Tabela 6 – Contribuição estimada de nitrato para cada cemitério da RMM	54

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	11
2. OBJETIVOS E METAS	13
2.1. OBJETIVO GERAL	13
2.2. OBJETIVO ESPECÍFICO	13
3. REVISÃO DE LITERATURA	14
3.1. Recarga de aquíferos em áreas urbanas.....	14
3.2. Origem do Nitrato em Águas Subterrâneas.....	15
3.3. Influência da Recarga na Pluma de Contaminação	16
3.4. Impactos da sazonalidade do clima e uso do solo na recarga	17
3.5. Risco da Contaminação por Nitrato	18
3.6. Modelo de Fluxo e Transporte de Contaminante	19
4. ÁREA DE ESTUDO	21
4.1. GEOLOGIA LOCAL	23
4.2. HIDROGEOLOGIA	24
4.3. CLIMA.....	27
5. MATERIAIS E MÉTODOS	28
6. RESULTADOS E DISCUSSÕES	35
7. CONCLUSÃO	61
REFERÊNCIAS	62

1. INTRODUÇÃO

Variabilidade climática e do uso do solo podem modificar substancialmente os processos hidrológicos com consequência direta na quantidade e qualidade das águas subterrâneas (PULIDO-VELAZQUEZ et al., 2015). As alterações climáticas alteram as condições hidrológicas e naturais que dão sustentabilidade ao meio natural devido às pressões sobre variáveis climáticas (temperatura do ar, precipitação e evapotranspiração) (JYRKAMA e SYKES, 2007; TUCCI, 2002). Portanto, os aquíferos serão afetados por tais variações não só através da sua interação com corpos hídricos de superfície (lagos e rios), mas também, de forma indireta através dos processos de recarga (JYRKAMA e SYKES, 2007).

Estas mudanças podem alterar a quantidade e a forma como os poluentes se apresentam no meio ambiente. Atualmente, a contaminação da água subterrânea é um grande problema para inúmeros países devido a sua vulnerabilidade às fontes diversas de poluição e a difícil recuperação da qualidade original da água (PAPADOPOULOU et al., 2007). Entre os contaminantes, o nitrato é o mais abundante em águas subterrâneas, ocorrendo desde a década de 70 (RIVETT et al., 2008) e promovendo significativo problema ambiental em diversas partes do mundo (RIVETT et al., 2007; EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (EEA), 2000; BURDEN, 1982). O nitrato também é um componente importante em fertilizantes e está presente em concentrações relativamente elevadas em dejetos humanos e animais (TABATABAEI e LALEHZARI, 2009). A sua elevada solubilidade e comportamento não reativo sob condições de oxidação são suas principais características (MARTÍNEZ et al., 2014). Além disso, a saúde humana pode ser afetada quando a água contendo altas concentrações de nitrato é ingerida. O consumo dessa água pode causar doenças, como a metahemoglobinemia e desenvolvimento de câncer (WHO, 2006; PACHECO e CABRERA, 1997; SPALDING e EXNER, 1993).

Embora existam muitas fontes de nitrogênio (N) (naturais e antrópicos) que poderiam levar ao alto nível de nitrato em águas subterrâneas, fontes antropogênicas aumentam a quantidade de nitrato a níveis perigosos com mais frequência (MARTÍNEZ et al., 2014). Estas podem ser fontes difusas associadas a um uso excessivo de

fertilizantes (orgânico ou inorgânico) em áreas agrícolas e fontes pontuais, tais como: áreas utilizadas para o escoamento de esgoto humano e animal (DEFRA, 2006); resíduos industriais relacionados com o processamento de alimentos, munições, e algumas instalações de poliresina (VOMOCIL, 1987). Fossas sépticas e sumidouros é outro exemplo de fontes pontuais de contaminação antrópica e a extensão da poluição é normalmente relacionada com a densidade do sistema de esgoto. Em áreas densamente povoadas, vazamentos do sistema de esgoto podem representar uma importante fonte local de nitrato nas águas subterrâneas. Em áreas menos povoadas, no entanto, essa fonte não representa uma grande ameaça para contaminação da água subterrânea (HALLBERG e KEENEY, 1993).

A avaliação das fontes de nitratos em águas subterrâneas é um dos aspectos chave relacionados com a gestão em longo prazo dos recursos hídricos, em especial de áreas urbanas. A urbanização altera o padrão natural de recarga do aquífero com o seu incremento devido às redes de distribuição de água, vazamento de esgoto e drenos pluviais (MORRIS et al., 2006), e redução do volume infiltrado originado da precipitação local, em função do aumento de pavimentos impermeabilizados (STUART et al., 2011). Neste aspecto, se enquadra a cidade de Maceió-AL, onde desde a última década apresenta acelerado processo de urbanização. Alterações na qualidade da água do aquífero nessa região já foram detectadas (OLIVEIRA et al., 2015; NOBRE, 2006).

Neste escopo, a modelagem do transporte de contaminantes é um componente essencial de qualquer avaliação e gestão de riscos pertinentes à qualidade das águas subterrâneas (WANG e ZHENG, 2005). A distribuição de nitratos em aquífero tem sido largamente estudada por diferentes ferramentas, tais como Sistema de Informação Geográfica (SIG) e modelagem numérica (DUCCI 1999; OBEIDAT et al., 2007; ANDERSEN et al., 2007; FETOUANI et al., 2008; WANG et al. 2008; ISHIDA et al., 2011). Atualmente, a tecnologia de modelagem numérica tornou-se um método importante na pesquisa de ambiente subterrâneo. Muitos *softwares* de modelagem numérica visual de águas subterrâneas com base nos diferentes métodos têm sido desenvolvidos e utilizados amplamente, como por exemplo, *Finite Element Subsurface FLOW system* (FEFLOW) (DIERSCH, 2005), *Groundwater Modeling System* (GMS) (ANON, 2000), *Visual Modular Three Dimensional Flow* (Visual Modflow) (ANON, 2000), um pacote de geostatísticas 2D e 3D, análise de incerteza e visualização de

software (UNCERT) (Wingle et al. 1999) e processamento do Modflow para Window (PMWIN) (Chiang and Kinzelbach 2000).

Para melhorar o entendimento sobre o comportamento do nitrato no ambiente subterrâneo, é importante que se adicionem aos estudos os efeitos das alterações climáticas. Sendo assim, alguns estudos se dedicaram em avaliar o efeito das variações no clima na lixiviação do nitrato em áreas agrícolas (ULEN e JOHANSSON, 2009; OLESEN et al., 2007); o efeito de padrões de chuva no transporte de nitrato em areia de porosidade média através de experimento artificial (SUGITA e NAKANE, 2007); o impacto da temperatura na mineralização de N (DUCHARNE et al., 2007; RUSTAD et al., 2001). No entanto, a maioria dos estudos estão voltados às áreas agrícolas e à zona não saturada. Além disso, poucos estudos avaliaram os efeitos da mudança climática sobre o comportamento do nitrato em águas subterrâneas urbanas.

O principal objetivo deste estudo é a avaliação integrada dos impactos da sazonalidade da precipitação e mudanças no uso do solo no sistema aquífero de parte da região metropolitana de Maceió-AL, considerando a quantidade e qualidade da água subterrânea (poluição por nitrato). A abordagem consiste da interação entre Sistema de Informação Geográfica (SIG), o modelo de fluxo de água subterrânea MODFLOW, e o modelo de transporte de contaminante MT3DMS.

2. OBJETIVOS E METAS

2.1. OBJETIVO GERAL

O objetivo desta pesquisa é investigar o efeito da sazonalidade da precipitação na concentração de nitrato, tendo em vista a utilidade em previsão de longo prazo, em um contexto de aquífero urbano e costeiro.

2.2. OBJETIVO ESPECÍFICO

- Analisar o uso do solo considerando os potenciais contaminantes;
- Analisar o efeito da recarga na pluma de contaminação para diferentes cenários;
- Verificar a validade da simulação para o tempo de 10 anos.

3. REVISÃO DE LITERATURA

3.1. Recarga de aquíferos em áreas urbanas

Em áreas urbanas há existência de itens básicos, tais como, rede de distribuição de água, coleta de esgoto e de drenagem. Essas estruturas, aliadas à impermeabilização do terreno e às demais obras de engenharia modificam e influenciam a dinâmica dos fluxos de águas subterrâneas (FOSTER et al. 1998; LERNER, 2002).

Existem três principais fontes de recarga em áreas urbanas: precipitação, vazamentos da rede de distribuição de água e coleta de esgoto (YANG et al. 1999). Nestas áreas o potencial da precipitação na recarga é reduzido pela impermeabilização da superfície do solo (VÁZQUEZ-SUÑE et al. 2005), em contrapartida, em muitos casos esses efeitos não têm prejudicado a recarga dos aquíferos (FOSTER et al. 1998; HAASE, 2009) que é compensada pelos vazamentos nas tubulações de distribuição de água e coleta de esgoto (LERNER, 2002). No caso de Maceió, as perdas na rede de distribuição de água são estimadas em 48% (SNIS, 2013). Em cidades onde não há rede de esgoto e a disposição é feita em fossa séptica/sumidouro, estes podem ser considerados potenciais fontes de contaminação por nitrato (YANG et al. 1999). RUEEDI et al. (2009) calcularam que, para uma recarga anual de cerca de 200 mm em uma área urbana de Doncaster, Reino Unido, 28 mm/ano (14%) são provenientes de vazamentos de rede de esgoto, 12 mm/ano (6%) da rede de águas pluviais e 22 mm/ano (11%) da rede de distribuição de água e 138 mm/ano (69%) da precipitação.

No entanto, a recarga em áreas urbanas pode ser impactante à qualidade da água subterrânea, uma vez que os processos podem favorecer a contaminação difusa por compostos nitrogenados, enxofre e aumento da salinidade (MALDANER, 2010). Alguns processos envolvidos na urbanização e o respectivo impacto na infiltração em função da taxa e duração temporal (Tabela 1) mostram que há variações de tempo que podem tornar difícil o monitoramento para quantificação dos mesmos. A capacidade destes processos de contaminar as águas subterrâneas depende das configurações da superfície a que estão submetidos, no entanto, a Tabela 2 mostra os poluentes que comumente podem estar inseridos em cada processo de urbanização.

Tabela 1 - Impacto dos processos de urbanização na recarga de águas subterrâneas (adaptado de Foster et al. 1998)

Processo de Urbanização	Impacto da infiltração	
	Taxa	Duração Temporal
<i>i) Modificação do sistema natural</i>		
Impermeabilização da superfície e implementação da rede de drenagem		
• Bacias de infiltração	Aumenta	Intermitente
• Drenagem pluvial	Reduz	Intermitente e contínuo
• Canalização da água superficial	Reduz	Variável
Irrigação	Aumenta	Sazonal
<i>ii) Instalação da rede de distribuição de água e coleta de esgoto</i>		
Extração local da água subterrânea	Mínimo	Contínuo
Vazamento da rede de distribuição de água	Aumenta	Contínuo
Fossas negras e sépticas	Maior aumento	Contínuo
Rede de coleta de esgoto - áreas urbanas	Algum aumento	Contínuo

Tabela 2 - Fontes de recargas e seus impactos na qualidade da água subterrânea (adaptado de Foster et al. 1998)

Fonte de Recarga	Importância	Qualidade	Poluentes Indicadores
Vazamento da rede de distribuição de água	Grande	Boa	Nenhum indicador óbvio
Irrigação de jardins	Moderada a Grande	Depende da fonte	Nenhum indicador óbvio
Fossas	Grande	Ruim	N, B, Cl, Coliformes Fecais (CF)
Vazamento de rede de esgoto	Menor	Ruim	N, B, Cl, CF, SO ₄ , produtos químicos industriais
Bacias de retenção de água superficial	Menor a maior	Boa a ruim	N, Cl, CF, HC, COD, produtos químicos industriais
Infiltração provenientes de canais e rios	Menor a maior	Moderado a ruim	N, B, Cl, SO ₄ , CF, COD, produtos químicos industriais

B- boro; Cl – cloro; COD – carbono orgânico dissolvido; HC – hidrocarbonetos; N – componentes nitrogenados (nitrato ou amônia); SO₄ – Sulfato.

3.2. Origem do Nitrato em Águas Subterrâneas

A contaminação de aquíferos rasos por nitrato proveniente de fertilizantes é largamente documentado, tendo a lixiviação como o principal fator (RANDALL et al. 2008; HATFIELD et al. 2009; BRONSON et al. 2009). No entanto, resíduos de animais e/ou sistemas sépticos também contribuem com a contaminação das águas subterrâneas, principalmente em ambientes onde o sistema de saneamento básico é inexistente ou inadequado (HALLBERG, 1989; PUCKETT, 1995; DRAKE e BAUDER, 2005). O

monitoramento da qualidade natural da água subterrânea pela CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo) do triênio 2010-2012 mostrou que houve redução no número de poços com concentrações elevadas de nitrato, onde este fato pode estar relacionado à melhoria de saneamento com implantação de redes coletoras de esgoto (CETESB, 2013). Em aquíferos regionais a poluição por nitratos tende a se dispersar para baixo na zona de recarga, lateralmente numa zona intermediária, e para cima na zona de descarga (TÓTH, 1999).

O nitrato é o contaminante com maior frequência em aquíferos no mundo (REYNOLDS-VARGAS et al. 2006). São utilizados mundialmente como indicadores de poluição das águas subterrâneas devido a sua alta mobilidade, podendo atingir extensas áreas (VARNIER et al. 2010). Diversas localidades, em todos os continentes, têm constatado a contaminação de águas subterrâneas por nitrato, desde países subdesenvolvidos a desenvolvidos (e.g. KURTZMAN et al. 2013; BUROW et al. 2010; ANDREWS et al. 1997; NARULA e GOSAIN, 2013; ALAGHA et al. 2014; JIANG e SOMERS, 2009). Devido aos riscos que o nitrato pode causar à saúde da população e à degradação ao meio aquático este tema se torna de grande importância aos gestores de recursos hídricos.

3.3. Influência da Recarga na Pluma de Contaminação

A recarga é uma importante variável temporal e função hidrológica fundamental para os aquíferos freáticos rasos, assim como, nas variações do potencial de oxidação do meio (VROBLESKY e CHAPELLE, 1994), no entanto o seu exato papel no último caso não é bem compreendido (MCGUIRE et al., 2002). Poucos estudos avaliaram a introdução de uma recarga com múltiplos parâmetros (diversos contaminantes e partículas contidos na mistura) devido a eventos de precipitação que lavam e carregam diversos tipos de substâncias do solo, e sua interação com as propriedades físico-química do solo/água. Todavia, é de conhecimento que os eventos de recarga diluem as concentrações de contaminantes aquosos e trazem para o meio ganho de elétrons, resultando em uma mudança mais energeticamente favorável (VROBLESKY e CHAPELLE, 1994).

A relação da concentração do soluto com o tempo de trânsito da recarga é fortemente afetada pela porosidade da zona insaturada. O fluxo de água que se move

rapidamente ao longo dos caminhos preferenciais pode ser pouco afetado pelas reações com o solo ou mistura solo/água, ao passo que o fluxo de água que se move lentamente através da matriz do solo pode ser muito afetado por reações químicas. Além disso, as taxas de recarga de águas subterrâneas variam consideravelmente devido à topografia (MEYBOOM, 1966; MILLER et al. 1985; FORTIN et al. 1991), propriedades do solo, e tipos de vegetação (SHARMA et al. 1983 apud LANDON et al. 2000).

3.4. Impactos da sazonalidade do clima e uso do solo na recarga

Recarga de águas subterrâneas não só é controlada pela variabilidade temporal e espacial nas principais variáveis climáticas, mas também nas propriedades da superfície da terra, na profundidade e propriedades hidráulicas dos solos e vegetação. Portanto compreender a importância relativa destes fatores é crítico para estimar as taxas de recarga e para a avaliação da qualidade da água (SEN, 2009).

As alterações climáticas podem ter impactos positivos e negativos (JYRKAMA e SYKES, 2007); o incremento da precipitação acarreta aumento no escoamento superficial, evapotranspiração e recarga de águas subterrâneas; a redução da precipitação leva à diminuição da recarga e os níveis de água; o aumento da temperatura reduz a quantidade de gelo nas geleiras, contribuindo com o aumento da recarga de inverno. Eckhardt e Ulbrich (2003) também previram alterações pronunciadas no ciclo anual de vazões e recarga de águas subterrâneas influenciada por mudanças no padrão de derretimento da neve. Pode haver também mudanças na quantidade de escoamento superficial relativo à recarga devido à impermeabilização da superfície ou períodos de saturação do solo (STUART et al., 2011).

A umidade do solo depende de um equilíbrio entre a precipitação e a evapotranspiração e o período de inverno, quando os solos estão na capacidade de campo podem ter esta propriedade reduzida devido aos longos períodos de temperaturas mais elevadas e menor precipitação. Uma mudança no padrão de cultivo ou a introdução de novas culturas também podem alterar a umidade do solo, e a recarga (Stuart et al., 2011)

DeFries e Eshleman (2004) expuseram as dificuldades em avaliar as consequências do uso da terra nas mudanças dos processos hidrológicos, onde pode-se destacar: registros hidrológicos geralmente curtos; alta variabilidade natural da maioria

dos sistemas; as dificuldades de "controlar" a mudança de uso do solo em bacias hidrográficas que estão sendo monitorados; o pequeno número de experimentos em escala controlada; e desafios na extrapolação. Sensoriamento remoto, medidas de campo e estudos de modelagem podem ser necessários para entender os mecanismos de impacto das mudanças da superfície (STONESTROM et al., 2009). Uma abordagem integrada para a avaliação dos impactos das mudanças climáticas sobre a recarga do lençol freático, mostrou as fontes significativas de incerteza na estimativa de recarga. Tais incertezas foram na direção e extensão das mudanças na precipitação, temperatura, inundações costeiras, a urbanização e a superfície de vedação, o replantio de florestas e mudanças de cultivo, rotações e práticas de gestão (HOLMAN, 2006; HOLMAN, 2007).

3.5. Risco da Contaminação por Nitrato

Tendo em vista a controversa discussão sobre o potencial prejudicial e os efeitos benéficos para a saúde relacionados com a ingestão de nitrato e nitrito na dieta. O Senate Commission on Food Safety (SKLM) organizou uma mesa redonda sobre o tema, com especialistas da Holanda, Suécia, Reino Unido, EUA e Alemanha, em 27 de novembro de 2012 em Bona-Alemanha. Como resultado teve-se uma revisão sobre as evidências benéficas e efeitos prejudiciais à saúde, lacunas nos conhecimentos identificados, e destacou a necessidade de pesquisas que visem à investigação de ingestão ao longo prazo (HABERMEYER et al., 2015).

Evidências recentes em estudos experimentais e intervenção humana, bem como observações epidemiológicas, sugerem efeitos benéficos à saúde proveniente da maior ingestão dietética de nitrato, incluindo, por exemplo, os efeitos na pressão sanguínea, prevenção do infarto do miocárdio e acidente vascular cerebral (WEITZBERG e LUNDBERG, 2013; LIDDER e WEBB, 2013). No entanto, nitrato a partir de fontes exógenas também originam preocupações com a saúde, devido ao potencial da formação endógena de compostos nitrogenados (HABERMEYER et al. 2015). Outro problema da exposição do nitrato é a associação com a formação de metahemoglobina no sangue, especialmente em crianças (GREER e SHANNON, 2005). Além dos efeitos cancerígenos dos compostos nitrogenados também tem sido relatado propriedades mutagênicas, teratogênicas e diabetogênica em várias espécies de animais (NAGAO et

al., 1991; LIJINSKY, 1999). Nos seres humanos, as evidências epidemiológicas sobre os efeitos teratogênicos estão em conflito (BRENDER et al., 2011; BRENDER et al., 2012; HUBER et al., 2013). No entanto, apesar de muitos anos de pesquisa, o risco potencial para a saúde resultante a partir da formação endógena de compostos nitrogenados cancerígenos ainda não foi avaliado em detalhes até o presente momento (HABERMEYER et al. 2015).

3.6. Modelo de Fluxo e Transporte de Contaminante

Modelos computacionais têm sido utilizados para subsidiar a gestão de recursos hídricos subterrâneos, principalmente para avaliação do fluxo e prever os riscos futuros dos impactos das atividades humanas no aquífero (FOUÉPÉ et al., 2009). Estes modelos podem ser utilizados para simular as reações geoquímicas ao longo do caminho do fluxo e o transporte do contaminante na água subterrânea. Portanto, a modelagem do fluxo e transporte de contaminantes através do sistema aquífero desempenha um papel crítico em qualquer programa de gestão e eliminação de resíduos perigosos.

3.6.1. MODFLOW

É um modelo distribuído que calcula o fluxo de água subterrânea a partir de características do aquífero. A equação geral que descreve o comportamento físico de fluxo em meio porosos, com suas condições iniciais e de contorno, é resolvida numericamente no MODFLOW através de aproximações pelo método das diferenças finitas. Este procedimento exige que o aquífero seja representado por um conjunto de células, e a relação entre os valores da variável dependente do problema nesses pontos é obtida através da expansão truncada da série de Taylor (NOBRE, 2006). As condições hidráulicas em cada célula são calculadas a um ponto ou um nódulo no centro da célula.

Em condições saturadas, é aplicada a Lei de Darcy, onde a densidade da água é constante, e as direções principais de condutividade hidráulica horizontal ou transmissividade não variam dentro do sistema (CONAN et al. 2003). Neste caso, o movimento tridimensional das águas subterrâneas de densidade constante através de um material poroso pode ser descrito pela equação parcial diferencial (equação 1):

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(k_{xx} \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_{yy} \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_{zz} \frac{\partial h}{\partial z} \right) + W = S_s \frac{\partial h}{\partial t} \quad (1)$$

Onde, K_{xx} , K_{yy} e K_{zz} são valores de condutividade hidráulica ao longo dos eixos x , y e z [L/T]; h é a carga potenciométrica [L]; W é o fluxo volumétrico por unidade de volume que representa fonte/sumidouro de água [T⁻¹]; S_s é o armazenamento específico do material poroso [L⁻¹] e t é o tempo [T].

Como entrada no modelo devem ser fornecidos os valores de condutividade hidráulica, porosidade, vazão específica e dados de geometria da(s) camada(s) tais como cotas de elevação do topo e da base e suas dimensões longitudinais.

Maiores detalhamentos sobre o modelo estão descritos em McDonald e Harbaugh (1988) e Harbaugh e McDonald (1996).

3.6.2. MODPATH

MODPATH é um programa de pós-processamento de rastreamento de partículas concebido para trabalhar com o MODFLOW. A saída da simulação do MODFLOW (configurações hidráulicas) no estado estacionário ou transitório é utilizada no MODPATH para computar os caminhos de partículas em águas subterrâneas. Além disto, o mesmo também calcula o tempo de deslocamento das partículas no sistema.

O algoritmo presente no MODPATH foi desenvolvido para resolver a equação diferencial parcial da conservação da massa em estado estacionário, em sistema de fluxo tridimensional (equação 2) e pode ser descrita como:

$$\frac{\partial}{\partial x}(nvx) + \frac{\partial}{\partial y}(nvy) + \frac{\partial}{\partial z}(nvz) = W \quad (2)$$

Onde, v_x , v_y e v_z são as componentes principais do vetor de velocidade linear média da água subterrânea; n é a porosidade e W é a taxa volumétrica de água criada ou consumida por fontes internas e sumidouros por unidade de volume do aquífero. A equação 2 expressa a conservação da massa para um pequeno volume infinitesimal do aquífero.

Neste ambiente será simulada a trajetória de partículas introduzidas no aquífero e sua trajetória será acompanhada ou rastreada até chegar à superfície de carga, no caso de fluxo estacionário ou até a distância relacionada ao tempo de trânsito estabelecido.

O MODPATH necessita como dados de entrada, a distribuição de carga hidráulica computada pelo modelo de fluxo (MODFLOW), e fornece como saída a

distribuição de velocidades que será utilizada no traçado dos caminhos de fluxo das partículas imaginárias.

Um maior detalhamento das equações envolvidas e da solução numérica do MODPATH pode ser encontrado em Pollock, 1994.

3.6.3. MT3DMS

É um modelo tridimensional acoplado ao MODFLOW utilizado para simular as mudanças nas concentrações de contaminantes, levando em consideração os processos de advecção, dispersão, difusão, e reações químicas, em função das condições de contorno e fontes externas ou dissipadoras (ZHENG e WANG, 1999). O modelo faz uso de uma estrutura modular que é representado pelo conjunto de células computadas pelo MODFLOW para estabelecer as direções de fluxo. As reações químicas básicas incluídas no modelo são regidas pelo equilíbrio ou pelas taxas liner/não-linear de adsorção, e cinética de primeira ordem reversível ou não.

A equação de transporte de soluto que envolve advecção-dispersão-decaimento é o passo inicial na formação do *grid* do MT3DMS (ZHENG e BENNETT, 1995) representado pela equação 3:

$$\frac{\partial(nC)}{\partial t} = -\frac{\partial}{\partial l}(nvC) + \frac{\partial}{\partial l}\left(nE_l(v)\left(\frac{\partial C}{\partial l}\right)\right) - K_{dn,aq} C \quad (3)$$

Onde, $E_l(v) = \alpha_l v + D_d$, e C é a concentração do contaminante (gm^{-3}), n é a porosidade do meio subterrâneo, D_d é o coeficiente de difusão ($m^2 dia^{-1}$), $E_l(v)$ é o coeficiente da dispersão hidrodinâmica ($m^2 dia^{-1}$) na direção de fluxo dominante, α é a dispersividade (m) na direção de fluxo dominante, l denota a distância na direção de fluxo dominante (m), $K_{dn,aq}$ é a taxa de desnitrificação constante no aquífero (dia^{-1}), t é o tempo (dia), e v é a velocidade uniforme ou linear em cada célula do *grid*.

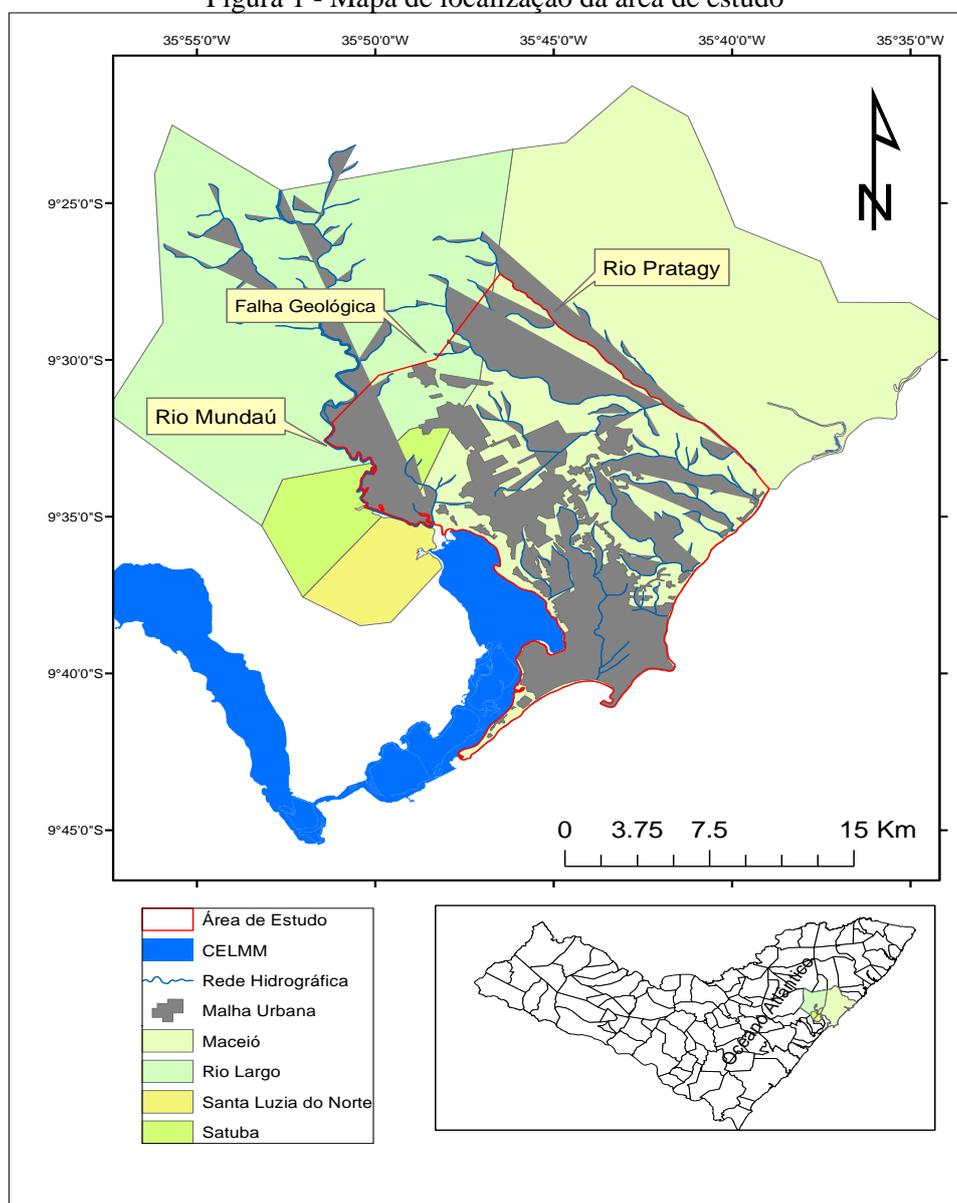
Mais detalhes podem ser encontrados em Zheng e Wang (1999).

4. ÁREA DE ESTUDO

Este trabalho foi desenvolvido em parte da Região Metropolitana de Maceió-AL (RMM), no sistema aquífero Barreiras/Marituba, que envolve além da capital alagoana, uma parcela dos municípios de Santa Luzia do Norte, Satuba e Rio Largo, configurada

pelo projeto ASUB-AL, apresentando 276,72 km² (Figura 1). O projeto ASUB-AL foi desenvolvido pela Universidade Federal de Alagoas e teve como objetivo fornecer elementos para subsidiar a gestão das águas subterrâneas em parte da RMM. A RMM está situada na região costeira do Estado de Alagoas, contendo um grande conglomerado urbano, caracterizada por ambientes sensíveis, como praias arenosas, estuários e enseadas, compondo uma área de grande potencial turístico (NOBRE, 2006). Cerca de 200 poços profundos espalhados por Maceió, totalizam uma vazão de aproximadamente 1880 L/s, e respondem por 68% da vazão produzida para abastecimento público da cidade de Maceió (CASAL, 2015).

Figura 1 - Mapa de localização da área de estudo

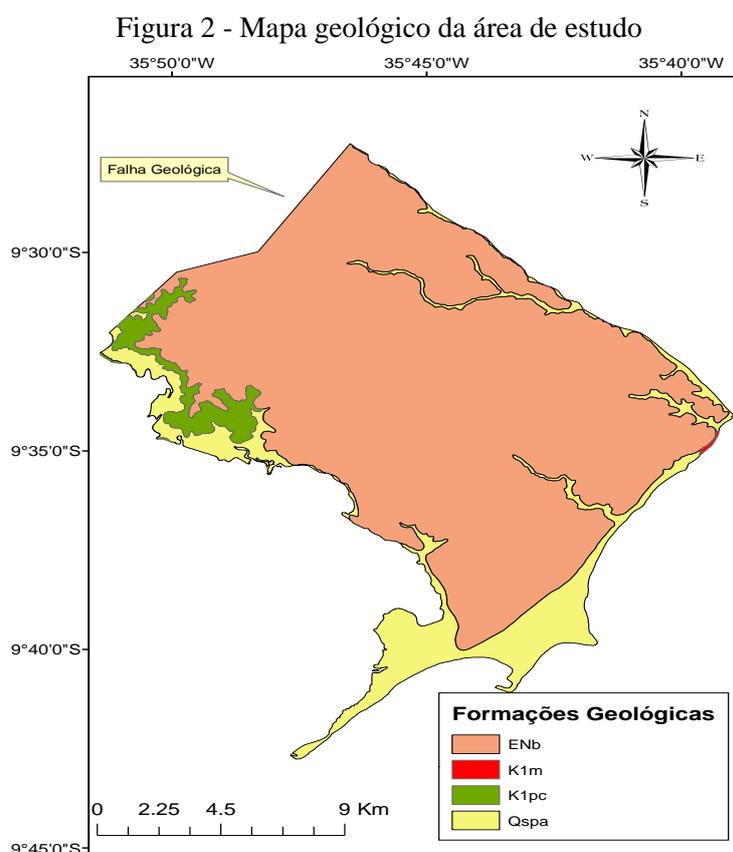


Fonte: Elaborado pelo autor (2016).

4.1. GEOLOGIA LOCAL

A área de estudo situa-se na faixa sedimentar litorânea do Estado de Alagoas, compreendida pela Bacia de Alagoas, Formação Barreiras, Sedimentos de Praia e Aluvião e Embasamento Cristalino. A Bacia de Alagoas compreende uma faixa costeira de 220 km de extensão e 40 km de largura média, limitando-se no continente, por falhas normais e mar dentro, pelo talude continental, e, ao sul limita-se com a Bacia de Sergipe pelo Alto de Japoatã-Penedo e ao norte, pelo Alto de Maragogi (ANA, 2011).

Os sedimentos da bacia de Alagoas assenta-se sobre rochas ígneas e metamórficas, que formam o complexo do embasamento, a mais de 6000m de profundidade, e que apresentam estruturas em forma de *horst* e *graben* (NOBRE, 2006). A espessa seção de sedimentos acumulados na bacia apresenta mergulho suave e uma grande variação faciológica, definindo, da base para o topo, às formações Coqueiro Seco, Ponta Verde, Maceió, Poção, Marituba e Barreiras (NOBRE, 2006). A figura 2 mostra as configurações existentes na área de estudo.



Fonte: Adaptado de ANA (2011).

4.2. HIDROGEOLOGIA

Em função de estudos anteriores, que levaram em consideração a geomorfologia, pedologia e hidrogeologia, foram definidos como aquíferos: a formação Poção, a Formação Maceió, a Formação Marituba, a Formação Barreiras e os Sedimentos de Praia e Aluvião.

A Formação Poção ocorre como sub-afloramento em discordância com a Formação Barreiras, estende-se por toda parte noroeste da área. É caracterizada por um conglomerado com seixos e matacões de rochas graníticas de até 3 m de diâmetro, em matriz arcoseana mal selecionada, com intercalações de folhelhos cinza-esverdeados (Feijó, 1994). A potencialidade do seu sistema aquífero tem uma transmissividade média de $1,6 \times 10^{-3}$ m²/s e condutividade hidráulica média de $1,5 \times 10^{-4}$ m/s, pode ser considerada como moderada a baixa em função de sua restrita espessura e descontinuidade (ROCHA et al. 2005).

A Formação Maceió ocorre na forma de sub-afloramento, em discordância com os Sedimentos de Praia e Aluvião, numa faixa ao sul da área. É formada por intercalações de arcóseo fino a grosso cinza-claro e castanho, folhelho betuminoso castanho, com intercalações de anidrita e dolomita, e camadas de halit. Esse folhelho com anidrita subordinada, presente na região de Maceió, foi reunido no Membro Tabuleiro do Martins. Cavalcante (1996) apud ANA (2011), estudando os aquíferos da região litorânea de Maceió obteve para o seu sistema aquífero uma transmissividade média de $7,3 \times 10^{-3}$ m²/s e condutividade hidráulica média de $3,6 \times 10^{-4}$ m/s. Esse sistema pode ser considerado como de baixa a média potencialidade.

A Formação Marituba é constituída predominantemente por arenito médio a grosso, cinzento, ocorrendo argila cinza-esverdeada quase sempre no topo. Os poços são parcialmente penetrantes, com transmissividade média de $2,3 \times 10^{-3}$ m²/s (198,72 m²/dia) e condutividade hidráulica média de $3,9 \times 10^{-5}$ m/s, sendo considerado como de média potencialidade (ANA, 2011).

A Formação Barreiras é constituída de arenitos argilosos com intercalações subordinadas de argilitos e siltitos. O seu aquífero é considerado como de média potencialidade, com transmissividade média de $4,7 \times 10^{-3}$ m²/s (406,08 m²/dia), condutividade hidráulica média de $1,3 \times 10^{-4}$ m/s (ANA, 2011).

A recarga das unidades aquíferas da Bacia de Alagoas geralmente se dá por infiltração vertical, a partir da Formação Barreiras e dos Sedimentos de Praia e Aluvião, podendo ocorrer, em algumas áreas, conexão hidráulica com níveis arenosos dessas unidades litoestratigráficas. Nos sistemas Barreiras e Sedimentos de Praia e Aluvião, a alimentação processa-se por infiltração direta a partir das precipitações pluviais e por contribuição da rede hidrográfica.

4.2.1. Aquífero Maceió

O Sistema Aquífero Maceió ocorre como sub-afloramento dos Sedimentos de Praia e Formação Barreiras. É constituído, por uma sequência de arenitos e folhelhos, com intercalações de calcários. O caráter predominantemente argiloso da formação pode ser verificado a partir dos poços existentes. Os valores predominantemente baixos de transmissividade (T) média de $2,7 \times 10^{-4} \text{ m}^2/\text{s}$ e condutividade hidráulica (K) média de $5,0 \times 10^{-6} \text{ m/s}$, indicam baixa capacidade de transmitir e produzir água. Esses resultados refletem a heterogeneidade desse aquífero que resulta das grandes variações litológicas da formação. Os poços que exploram o aquífero apresentam vazões específicas baixas variando entre 0,03 a $1,83 \text{ m}^3/\text{h/m}$ para rebaixamentos de 27 a 107 m (ANA, 2011).

A grande variação lateral e vertical de fácies desta unidade pode indicar localmente, a existência de níveis mais espessos de clásticos grosseiros, com maior potencialidade para água subterrânea, podendo funcionar isoladamente como aquífero. Esse comportamento foi verificado no poço construído na Escola Presidente Kennedy – Ponta Grossa, onde a vazão específica é de $1,240 \text{ m}^3/\text{h/m}$ com vazão de $90 \text{ m}^3/\text{h}$. Embora se apresente como um aquífero de baixa potencialidade, com vazão específica média de $0,855 \text{ m}^3/\text{h/m}$ e vazão média de $25,509 \text{ m}^3/\text{h}$ é pouco explorado em função da qualidade da água com elevada dureza e alto teor de cloreto (ANA, 2011). A planície costeira, encontra-se mais vulnerável à contaminação proveniente dos Sedimentos de Praia e Aluvião.

4.2.2. Aquífero Marituba

O Sistema Aquífero Marituba é o aquífero mais importante da área, em função da sua potencialidade, condições hidrogeológicas e hidroquímicas. Não ocorre em

superfície, entretanto, como sub-afloramento Pré-Barreiras e Sedimentos de Praia e Aluvião, abrange uma faixa que se inicia a sudeste de Maceió, nas margens da lagoa Mundaú e se estende para nordeste, paralela à linha de costa. Com base nos perfis dos poços que penetram esta formação, é constituído por uma sequência de arenitos quartzosos, médios a grosseiros, cinzentos, que passam em profundidade para folhelhos e calcários. Os parâmetros hidrodinâmicos obtidos mostram um aquífero de média à baixa potencialidade, com transmissividade igual a $2,0 \times 10^{-2} \text{ m}^2/\text{s}$ e condutividade hidráulica (K) de $4,0 \times 10^{-6} \text{ m/s}$. Os poços que exploram esse sistema apresentam vazão específica média de $2,5 \text{ m}^3/\text{h/m}$ e vazão média $39,06 \text{ m}^3/\text{h}$. A recarga do Sistema Aquífero Marituba é exclusivamente por percolação vertical, através da Formação Barreiras e dos Sedimentos de Praia e Aluvião. Os cálculos das reservas reguladoras, foram realizados em conjunto com o sistema Barreiras, a disponibilidade instalada é $15,056 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{ano}$ e a efetiva $9,789 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{ano}$ (ANA, 2011).

4.2.3. Sistema Aquífero Barreiras

A Formação Barreiras é aflorante em quase toda a Região Metropolitana de Maceió, sob a forma de extensos tabuleiros costeiros. Esse aquífero isolado ou em conjunto com a Formação Marituba, representa o principal manancial hídrico subterrâneo na região de Maceió, e vem sendo amplamente explorado para abastecimento público, privado e industrial.

O *Sistema Aquífero Barreiras* comporta-se como um sistema de potencial médio, em função das condições de aquífero livre a semilivre existentes, e da litologia bastante variada representada por intercalações de níveis arenosos, sílticos e síltico-argilosos. Apresenta níveis de condutividade hidráulica elevada (10^{-3} m/s) e níveis muito menos permeáveis (10^{-8} m/s). Os valores médios adotados para a transmissividade, condutividade hidráulica e coeficiente de armazenamento são: $T = 4,7 \times 10^{-3} \text{ m}^2/\text{s}$, $K = 1,3 \times 10^{-4} \text{ m/s}$ e $S = 2,9 \times 10^{-4}$. Níveis mais e menos produtivos do aquífero, resultam das variações de fácies tanto laterais como verticais da formação. As vazões específicas variam de 0,003 a $35,667 \text{ m}^3/\text{h/m}$, com vazões de 0,178 a $264 \text{ m}^3/\text{h}$, para rebaixamentos de 0,12 a 66 m. Do ponto de vista físico-químico, as águas do Sistema Aquífero Barreiras são consideradas como doces, não apresentando problemas de potabilidade a nível regional e predominando o tipo cloretada sódica (ANA, 2011).

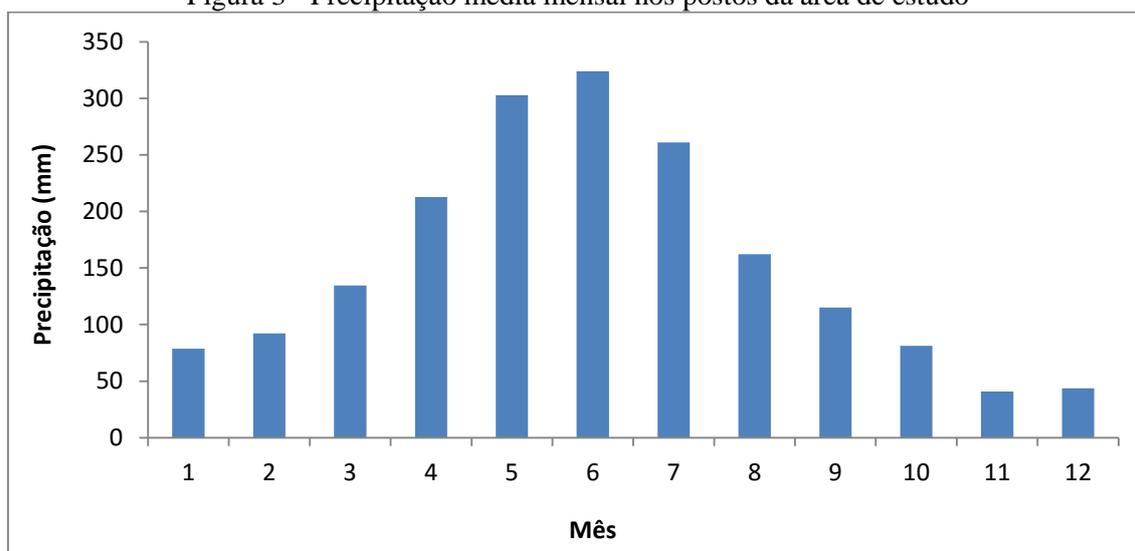
Segundo Rocha (2005), o aquífero Barreiras na zona urbana de Maceió, originalmente com águas de boa qualidade, vem sendo em algumas áreas gradativamente contaminado por águas salinizadas da Formação Marituba, por meio da ascensão vertical de cones salinos, devido à exploração intensiva desse sistema.

O Sistema Aquífero Barreiras está ameaçado de degradação devido à expansão urbana, onde os efeitos mais impactantes estão concentrados na drenagem que funciona como rede coletora do esgoto urbano, sistema de saneamento com deposição *in situ* de efluentes domésticos (fossas e sumidouros) e da ocupação desordenada do terreno. Ainda pode-se citar em menor escala para esta degradação, os cemitérios, postos de gasolina, a fertirrigação da monocultura da cana-de-açúcar na periferia da zona urbana, etc (ANA, 2011).

4.3.CLIMA

O município de Maceió apresenta clima quente e úmido com temperatura média de 25°C se enquadrando no tipo As', de acordo com a classificação de Koppen. Em análise realizada por Nobre (2006), a estação chuvosa estende-se de março a agosto, caracterizando 75% da distribuição pluviométrica, que corresponde a 1950,3 mm/ano. A distribuição da precipitação mensal para a área de estudo é apresentada na Figura 3.

Figura 3 - Precipitação média mensal nos postos da área de estudo



Fonte: Adaptado de INMET, 2016.

5. MATERIAIS E MÉTODOS

5.1. Dados para o estudo

Os dados necessários para o desenvolvimento deste trabalho foram obtidos em fontes diversas, como segue:

- a) Precipitação: extraídas dos postos pluviométricos cadastrados na Agência Nacional de Águas (ANA – Hidroweb); da Secretária de Estado do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos de Alagoas (SEMARH-AL); do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET).
- b) Uso e ocupação do solo: Imagens Landsat 7- ETM proveniente do banco de dados do Instituto de Pesquisas Espaciais (INPE).
- c) Poços: 176 poços cadastrados projeto ASUB-AL; poços de abastecimento da CASAL contendo informações de cota, nível de água e qualidade.
- d) Infraestrutura subterrânea: rede de distribuição de água e coleta de esgoto em arquivo *.dwg* fornecidos pela CASAL.
- e) Solos, Geologia e Hidrogeologia: Arquivos digitais em formato *shapefile* proveniente do estudo da ANA, 2011.

5.2. Softwares

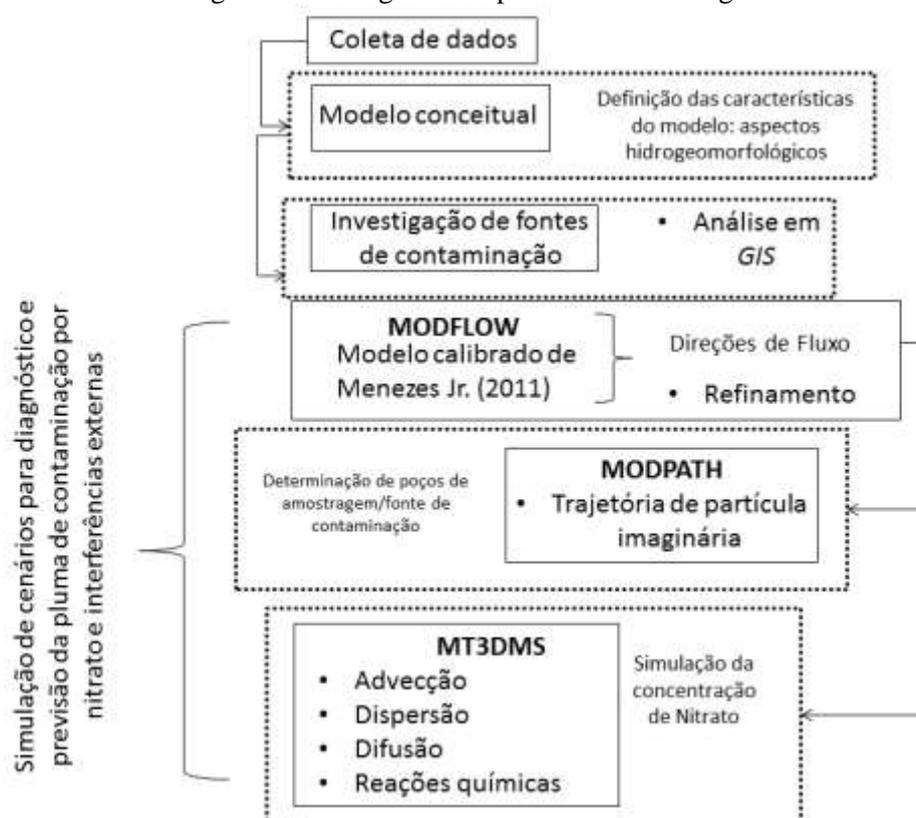
Foi utilizada uma integração entre MODFLOW-MODPATH-MT3DMS para atingir a proposta deste trabalho, presente no *Visual Modflow*. O MODFLOW será utilizado para a modelagem do fluxo de águas subterrâneas; o MODPATH para o rastreamento de partículas e o MT3D para a avaliação do destino e transporte de NO_3^- .

5.3. Metodologia

Inicialmente foram utilizadas as configurações do modelo de fluxo (MODFLOW) calibrado por Menezes Jr. (2011) para a região de estudo, que faz uso dos dados de 113 poços de captação. No modelo é discretizado a espessura dos aquíferos Barreiras e Marituba e as condições de contorno (rio Mundaú; lagoa Mundaú; rio Pratygy; rio Messias; rio Jacarecica; rio Reginaldo) que melhor representam a área de estudo. Este modelo foi um refinamento do apresentado por Xavier e Freire (2010).

O processo de simulação envolveu a abordagem de dois cenários que buscam o comportamento da pluma de contaminação, assim como, possíveis interferências do efeito da sazonalidade da precipitação. Após a caracterização da pluma, buscou-se através do apoio de ferramenta *GIS* (*Geographic Information System*) as prováveis fontes de contaminação com a finalidade de visualizar a dimensão do deslocamento do contaminante (NO_3^-). Um resumo da metodologia é apresentado na figura 4.

Figura 4 - Fluxograma do processo metodológico



5.3.1. Modelo de Fluxo

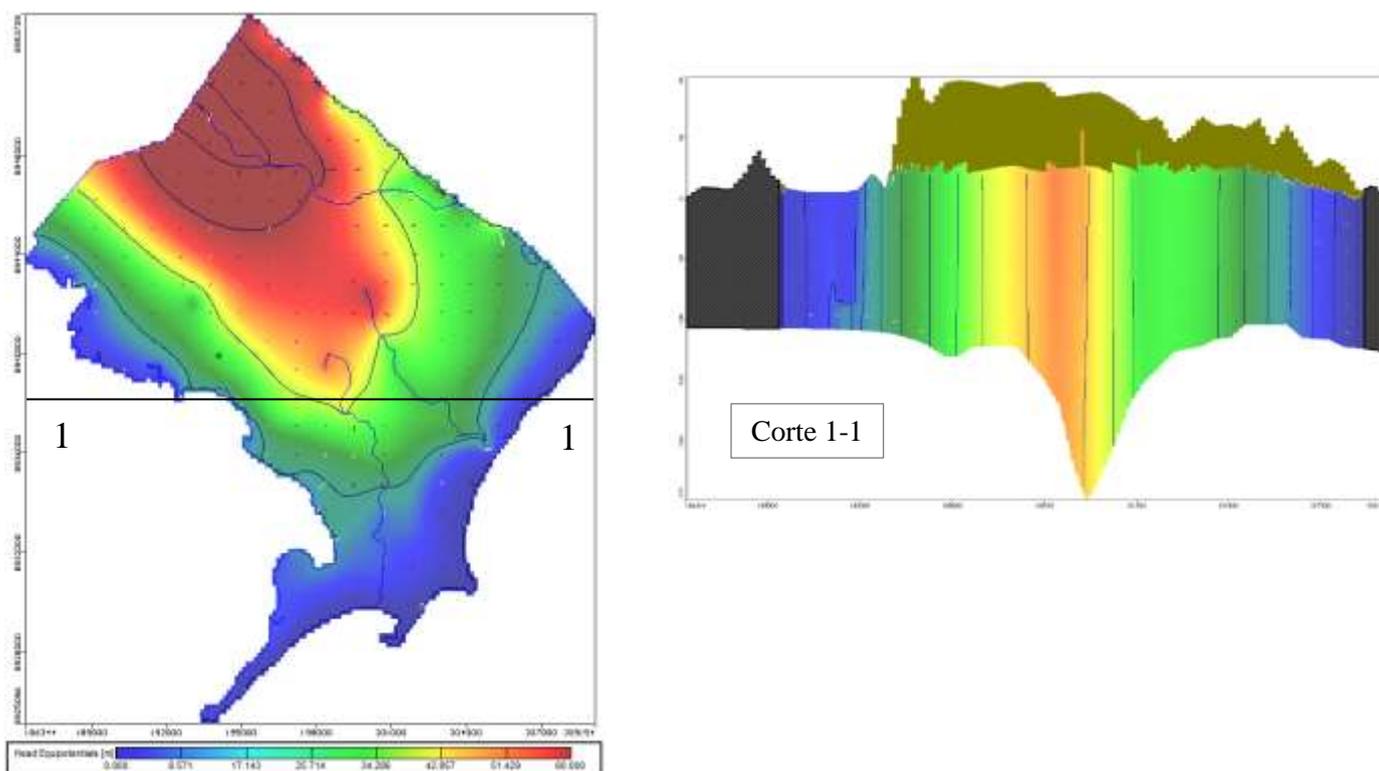
O modelo de fluxo de água subterrânea foi desenvolvido utilizando o Visual MODFLOW Pro 4.6 para determinar a distribuição da carga piezométrica e simular o fluxo da RMM (Figura 5). O modelo conceitual envolveu: (i) definição do domínio e camadas hidrogeológicas; (ii) refinamento do domínio em zonas; (iii) definição das condições de contorno.

O domínio do modelo consiste de 260 linhas, 236 colunas e discretizado em 24 camadas. As 16 camadas iniciais representam o aquífero Barreiras e as subsequentes o

Marituba. Por estarem interligados em determinadas regiões, denominou-se de sistema aquífero.

A condutividade hidráulica variou entre $2,96 \times 10^{-6}$ a $5,58 \times 10^{-4}$ m/s no sistema aquífero, estando dentro da faixa média apresentada por outros autores (ANA, 2011 e ROCHA, 2005). A porosidade efetiva média do Barreiras e Marituba foi de 0,10 e 0,15, respectivamente, com armazenamento específico de 0,2.

Figura 5 - Direções de fluxo



Fonte: Elaborado pelo autor (2016)

5.3.2. Condições de Contorno

Condições permanentes de fluxo foram assumidas para a solução das equações de fluxo em meio poroso. Foram definidas como condições de contorno: o rio Mundaú e a lagoa Mundaú, na porção noroeste e sudoeste, respectivamente; a porção nordeste terá o rio Pratagy; ao suldeste o oceano Atlântico; e ao norte-noroeste tem-se uma falha geológica que foi considerada de fluxo zero e na porção central da região de estudo

estão incluídos o rio Messias, Jacarecica e Reginaldo. As cargas da lagoa Mundaú e do oceano Atlântico foram consideradas como cargas fixas especificadas.

5.3.3. Rastreamento de partículas

Esta etapa foi realizada utilizando o MODPATH e teve como finalidade determinar as direções preferenciais de fluxo da água subterrânea considerando uma situação ainda sem bombeamento dos poços existentes na localidade. Tal entendimento é necessário para identificar se uma determinada região é fonte de contaminação ou se está sendo contaminada e de qual direção.

O rastreamento retrospectivo foi utilizado nos poços que apresentaram níveis de nitrato acima de 10 mg/L, para analisar a origem do fluxo de água que chega ao poço e assim identificar as possíveis causas da contaminação.

5.3.4. Modelagem da pluma de contaminação

O MT3DMS foi utilizado para simular o transporte e o destino da pluma contaminada de água subterrânea por nitrato, por ser a forma mais antiga de contaminação por nitrogênio, para um período de simulação de 10 anos. A escolha deste período é baseada em que as informações de nitrato coletadas em campo tem uma cobertura de 2011 a 2015. Desta forma, é possível validar as respostas do modelo. Admitiu-se que o transporte de nitrato em águas subterrâneas é controlado pelos processos de advecção-dispersão (Yefang e Somers, 2009). Além disso, também foi assumido que o nitrato é não-reativo e o retardamento não foi considerado. O transporte e transformações no nitrato na zona insaturada não foi abordado neste trabalho, desta forma, assumiu-se que toda concentração do contaminante produzida por uma determinada fonte é completamente transportada para a zona saturada, se caracterizando como a situação mais desfavorável para o sistema aquífero da RMM.

A dispersão não foi medida para as condições do sistema aquífero em questão, consequentemente, valores empíricos serão utilizados. Inicialmente, utilizou-se para dispersividade longitudinal (α_L) 10 m, para a dispersividade transversal (α_T) 0,1 e para a dispersividade vertical (α_V) 0,01 (TAKOUNJOU et al., 2013).

5.3.5. Estimativa de Recarga

Para a área de estudo, por se tratar de uma região heterogênea do ponto de vista da cobertura e uso e ocupação do solo, foram estimadas dois tipos de recarga: natural e artificial. A recarga natural é proveniente do balanço hídrico entre o volume precipitado e o evapotranspirado, nas regiões de vegetação densa, e 10% da precipitação (NOBRE, 2006) com nas áreas urbanizadas. A recarga artificial foi estimada em função das perdas provenientes da rede de distribuição de água.

Portanto, a recarga será regida por:

$$R = R_n + R_a \quad (6)$$

Onde, R_n é a recarga natural e R_a é a recarga artificial.

5.3.5.1. Precipitação

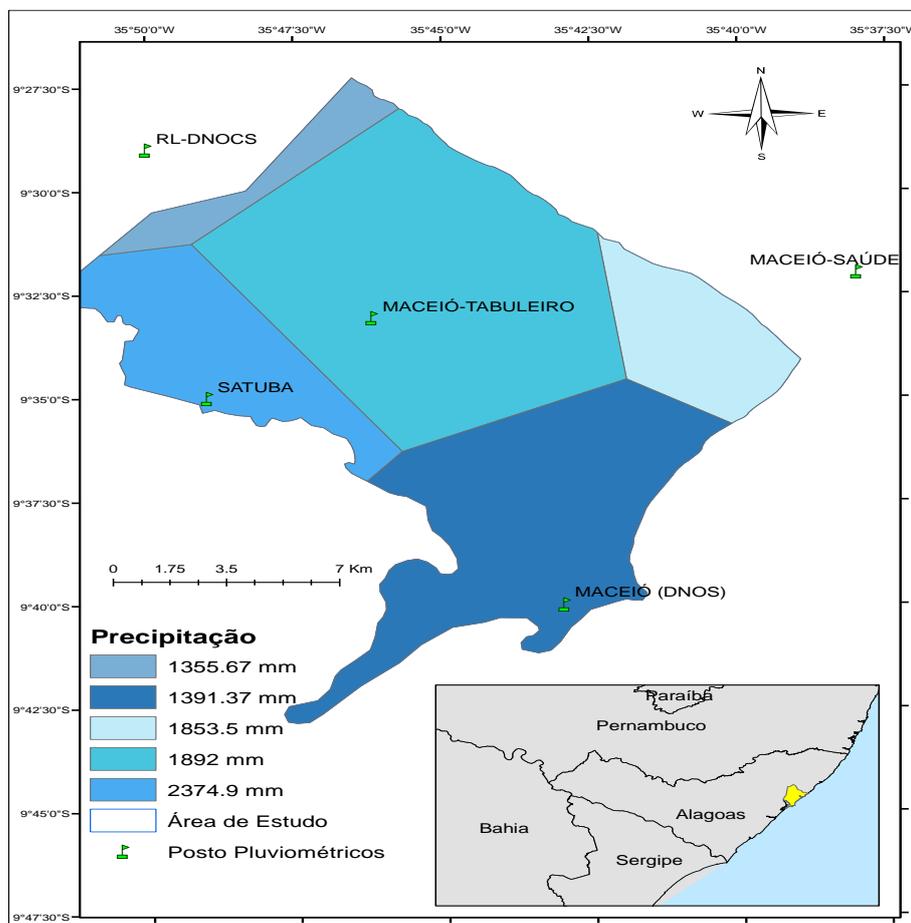
Cinco postos pluviométricos foram utilizados para o cálculo da precipitação média anual (Tabela 3). O período de análise mais longo se estende de 1961 a 2014. No entanto, há diversas lacunas nos dados, onde foi necessário a realização de teste de consistência utilizando o *software* PrePlu (Collischonn, 2011). Foi realizada a quantificação das falhas para posterior preenchimento ou descarte do ano. Cada posto teve sua área de influência delimitada pelo método de Thiessen (Figura 6) e então as alturas pluviométricas especializadas nos limites dos polígonos de interesse.

A série de precipitação foi dividida em dois períodos: seco e chuvoso. O período seco é caracterizado pelos meses de setembro a fevereiro e o chuvoso de março a agosto.

Tabela 3 - Precipitação média anual nos postos do domínio

	POSTOS PLUVIOMÉTRICOS						
	MACEIÓ (DNOCS)	MACEIÓ-SAÚDE	MACEIÓ-TABULEIRO	MARECHAL	RL-BOA FORTUNA	RL-DNOCS	SATUBA
PMA (mm)	1391.37	1853.50	1892.01	1668.10	1618.29	1355.67	2374.92

Figura 6 - Área de contribuição dos postos pluviométrico para a RMM



5.3.5.2. Evapotranspiração

Os boletins mensais agroclimatológico do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) foram tomados como referência para a estimativa da evapotranspiração para a RMM. Os valores estimados a partir de uma única estação presente na região de estudo foram espacializados uniformemente para todo domínio da RMM. Foram utilizadas as informações dos anos de 2003 a 2005 (Tabela 4) que estão dentro do intervalo de calibração do modelo.

Tabela 4 - Evapotranspiração real da RMM no período de 2003 a 2005

Mês	Evapotranspiração Real (mm)		
	2003	2004	2005
Jan	144,39	142,59	5,90
Fev	121,96	132,38	48,70
Mar	140,65	138,22	55,10
Abr	126,66	124,07	126,20
Mai	113,33	113,18	107,70
Jun	90,39	97,18	94,10
Ju	87,61	91,74	93,80
Ago	91,54	89,13	90,30
Sep	101,11	95,72	100,90
Out	120,68	113,85	65,50
Nov	126,80	38,35	12,00
Dez	20,52		91,50
SOMA	1285,64	1176,41	891,70

5.3.5.3. Perdas na rede de distribuição de água

Em áreas urbanizadas as perdas de água proveniente da rede de distribuição apresentam uma forte contribuição na recarga. Em Maceió, não há um diagnóstico pontual da ocorrência de perdas. Desta forma, a estimativa do volume perdido foi distribuído uniformemente em toda a região urbanizada. A Companhia de Abastecimento produz cerca de 6 milhões de m³ mensalmente, onde destes, estima-se uma perda de 40% (CASAL, 2015). Desta forma, 267,05 mm/ano é a contribuição da rede de abastecimento na recarga do aquífero. Uma limitação desta estimativa é que ligações clandestinas na rede de abastecimento entram na contabilização de perdas.

5.3.6. Investigação das Fontes de Contaminação

As imagens do *Quickbird* com resolução de 60 cm permitiram a investigação das fontes de contaminação presentes na área de estudo. Para quantificar a contribuição de cada tipologia da superfície do solo na contaminação por nitrato, foi realizado uma classificação não supervisionada da imagem utilizando o algoritmo de ISO Cluster presente no *ArcMap 10.2*. Após o processamento cada área de pixel referente a uma determinada feição foi computada.

5.3.7. Cenários de Simulação

5.3.7.1. Cenário 1

Este cenário levou em consideração a variação nos padrões de recarga em virtude da sazonalidade da precipitação. Com esta variação buscou-se avaliar a hipótese da influência da sazonalidade do clima na dispersão do contaminante.

5.3.7.2. Cenário 2

Neste cenário, avaliaram-se os estágios da pluma de contaminação anualmente durante um período de 10 anos, com o objetivo de avaliar o estágio de contaminação no ano de 2015. Os dados de precipitação utilizados neste cenário foram às precipitações médias anuais de cada posto pluviométrico sem a distinção de períodos.

5.3.8. Calibração e Verificação

O modelo de estado estacionário foi calibrado utilizando dados de nível estático de 184 poços tubulares, obtidos entre os anos 2000 e 2005, distribuídos ao longo da RMM.

O processo de tentativa e erro foi utilizado para ajustar as respostas do modelo aos dados observados, por meio de alterações na condutividade hidráulica, recarga e ajustes nas condições de controle de carga fixa dos rios.

A eficiência do modelo será mensurada pela função objetivo do erro quadrático médio (RMS) assumindo valores abaixo de 15%:

$$RMS = \frac{1}{n} \sqrt{\sum_{i=1}^n (X_{cal} - X_{obs})^2} \quad (2)$$

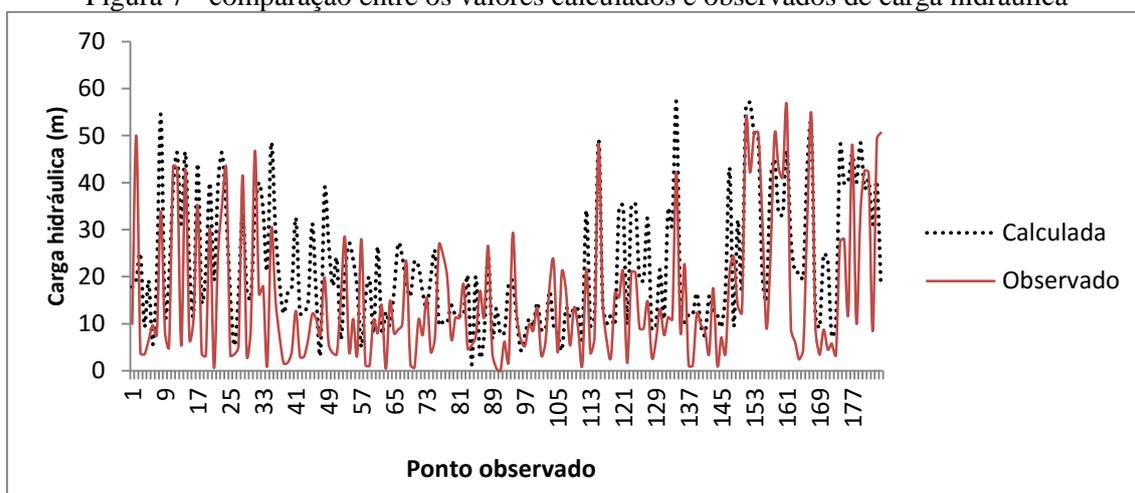
6. RESULTADOS E DISCUSSÕES

6.1. Modelo de Fluxo e Análise de Sensibilidade

A calibração do fluxo subterrâneo, em estado estacionário, utilizou níveis estáticos de 184 poços distribuídos na área de estudo, para o período entre os anos 2000 e 2005.

O modelo de fluxo após calibração apresentou coeficiente de correlação de Pearson de 0.773 e RMS normalizada de 18.343%. Estes resultados foram obtidos em função de um maior refinamento vertical e cargas especificadas distribuídas ao longo da falha geológica, quando comparado com o pré-modelo utilizado. No entanto, o tempo de processamento é diretamente proporcional ao maior refinamento das camadas. Portanto, visando um ganho de tempo no processo de simulação, e devido às simplificações adotadas (por exemplo, não inserção de bombeamento) a resposta apresentada é satisfatória. Devido a RMM conter muitos poços de bombeamento é provável que isto possa ter influência no NE medido em campo, afetando assim, a calibração do modelo de fluxo. Em comparação ao resultado apresentado por outros autores (Menezes Jr., 2011; Xavier e Freire, 2010) este valor apresenta um pequeno decaimento (um décimo), no entanto, a representação física do modelo se aproxima melhor da realidade, onde o lençol freático apresenta um melhor delineamento. A figura 7 mostra a comparação entre as cargas hidráulicas calculadas e observadas.

Figura 7 - comparação entre os valores calculados e observados de carga hidráulica

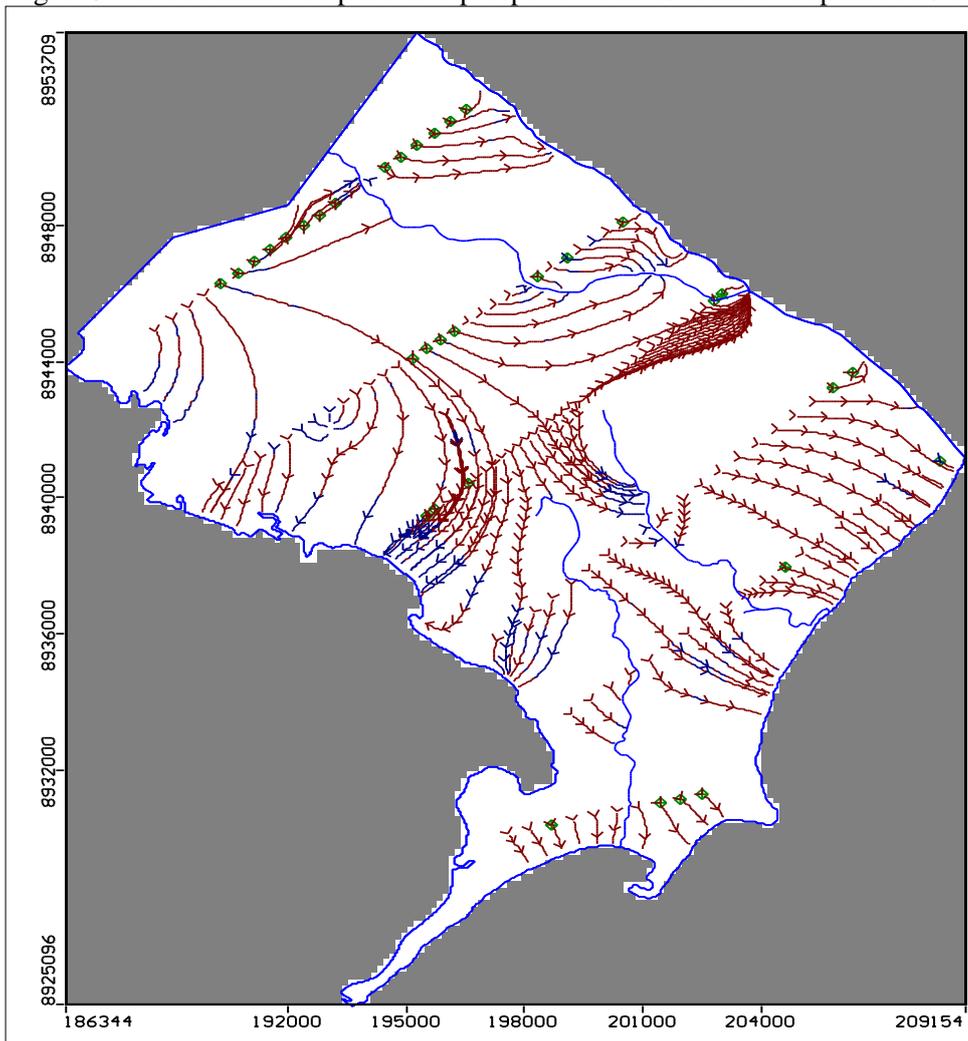


Os vetores de velocidade indicam que o fluxo é predominante do noroeste, onde se encontram as maiores elevações, em direção ao oceano atlântico. No entanto, neste trajeto há mudanças na direção, onde o fluxo converge para as fronteiras laterais, onde estão localizados o rio Pratygy e Mundaú, e a Laguna Mundaú, principalmente até a porção central. Um rastreamento prospectivo de partículas foi realizado para a melhor compreensão do percurso da água subterrânea (Fig.9). Desta forma é possível observar que o rio e a laguna Mundaú governam o fluxo de toda a porção noroeste e sudoeste do modelo. O rio Pratygy exerce maior influência na porção nordeste, iniciando-se no

nordeste indo até a porção central. A partir da porção central o fluxo subterrâneo tende na direção do oceano atlântico, em função da maior influência desta condição de contorno. Nos aquíferos Barreiras e Marituba a velocidade máxima foi de 5,53 m.d⁻¹ e 4,49 m.d⁻¹, respectivamente.

A análise de sensibilidade durante o processo de modelagem do fluxo de águas subterrâneas mostrou que o modelo é pouco sensível ao parâmetro da condutividade hidráulica e recarga. Testes foram realizados com diversos volumes de recarga (0 a 1000 mm) obtendo pouca variação no nível freático. A resposta do modelo a tais variações proporcionou um coeficiente de determinação (R^2) entre 0,947 a 0,967 para valores de recarga variando de 50 a 1000 mm. Por outro lado, no período de julho/2009 a março/2010, foram verificados o nível estático (NE) de 12 poços de monitoramento (PMN), no âmbito do projeto ASUB-AL. Observou-se que o NE variou muito pouco na maioria dos poços (Figura 8). Apenas dois poços apresentaram maiores amplitudes de variação (PMN06 com variância de 7,17 e o PMN07 com variância de 7,77), que pode ter ocorrido em função do regime e vazão de bombeamento variável, nas proximidades, nos períodos de observação. Estes resultados são esperados devido ao fato de aquíferos intergranulares, com grande armazenamento de água, apresentarem flutuações limitadas nos níveis de água (STUART et al., 2011). Por se tratar de um sistema aquífero profundo, em maior parte da área de estudo, observou-se que a topografia apresenta grande influência sobre a condição de fluxo subterrâneo da RMM.

Figura 9 - Rastreamento de partículas prospectivas na 13ª camada depois de 10 anos



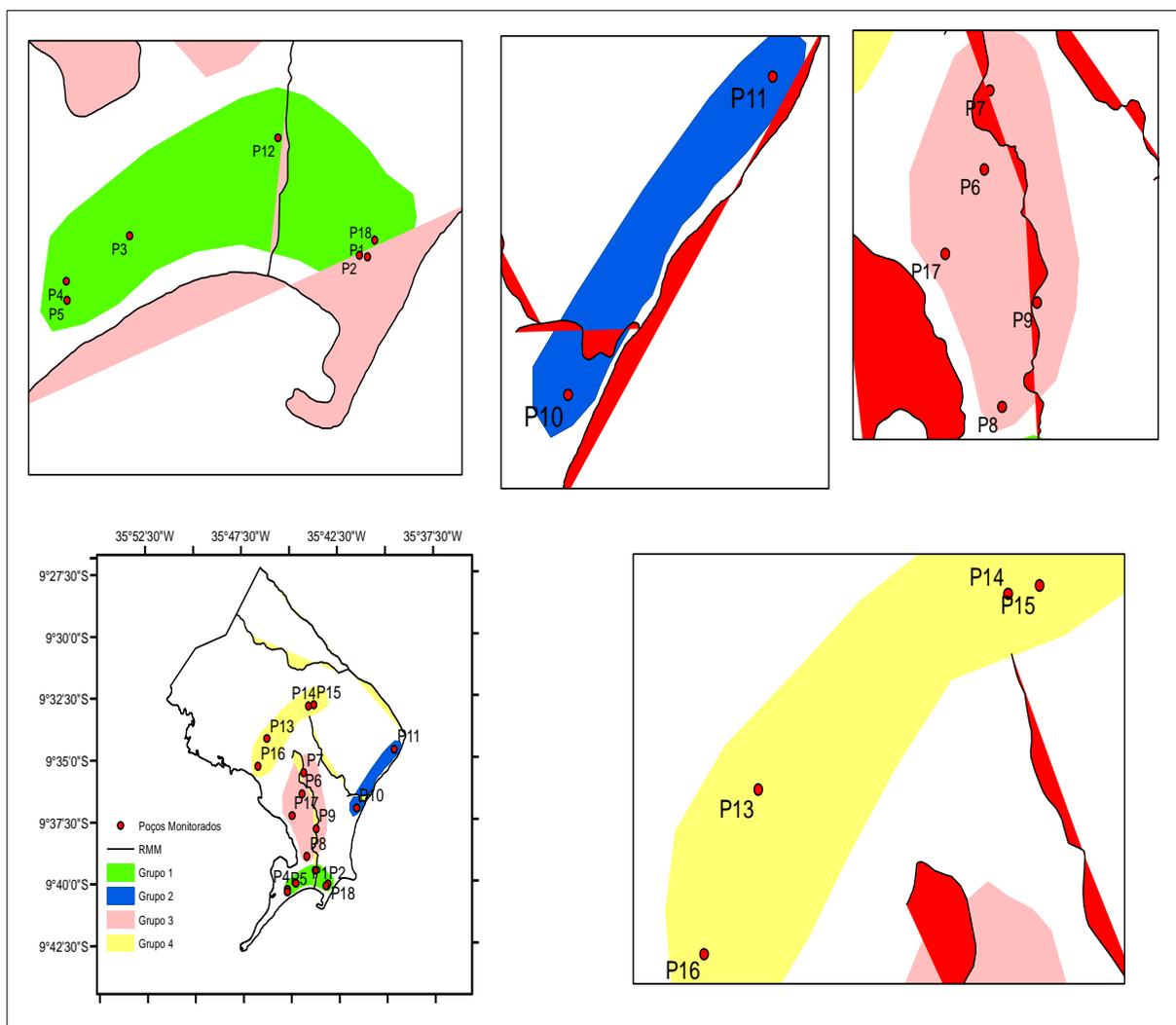
O gradiente hidráulico, em quase totalidade, indica que os rios recebem influência da água subterrânea como fluxo de base (Figura 5). Pode ser observado também, que alguns vetores de velocidade atravessam o canal dos rios, devido à maior profundidade do nível freático em relação ao leito do rio. Nos casos onde os córregos são influentes, estes podem contribuir com a lixiviação de nitrato para o aquífero devido ao lançamento irregular de esgoto nestes ambientes.

6.2. Variação na concentração de nitrato

Para avaliar a variação na concentração de nitrato foram analisados os dados de dezoito poços monitorados no período de Janeiro de 2009 a novembro de 2010 (Anexo A). Estes dados foram obtidos no banco de dados do Projeto ASUB-AL e representam os únicos locais com variação mensal. Os poços foram agrupados em quatro zonas em

função de sua localização. A zona 1 refere-se aos poços situados próximos à parte do litoral mais urbanizada, se estendendo da praia da Avenida até a praia da Pajuçara. A zona 2 abrange do litoral da Jacarecica até Riacho Doce. O Zona 3 representa a parte central da região e a zona 4 a porção norte. Esta distribuição pode ser melhor entendida através da Figura 10.

Figura 10 - Localização dos poços de monitoramento das concentrações de nitrato no período de 2009 a 2010.



As zonas 1 e 2 são mais susceptíveis às variações nas concentrações de nitrato devido à menor profundidade dos poços, o NE mais próximo da superfície do solo e a proximidade com o oceano atlântico. Durante os anos de 2009 e 2010, Silva (2012) realizou o monitoramento do NE no P4 e verificou uma variação de 1,67 e 1,12 m, respectivamente. Outro estudo, realizado pela Secretaria de Estado do Meio Ambiente e

dos Recursos Hídricos (SEMARH) no ano de 2004, constatou que o NE na zona 1 foi inferior a 5 m.

A zona 3 está localizada na porção mais central do domínio e inserida na bacia do riacho Reginaldo. Esta bacia apresenta grande heterogeneidade do uso do solo (Vidal, 2012) e sérios problemas ambientais (PEPLAU et al., 2006), onde o impacto da urbanização transformou o riacho em um canal de escoamento pluvial e de esgoto sanitário (HOLZ, 2010).

Os poços na zona 4 estão inseridos na bacia endorreica do tabuleiro dos Martins (P13 e P16) e na bacia do rio Jacarecica (P14 e P15). Estas bacias tiveram aumento significativo de população, acarretando crescimento urbano e degradação ambiental (PEPLAU, 2005).

Para avaliar o efeito da sazonalidade da precipitação nos níveis de nitrato em água subterrânea, analisaram-se os grupos amostrais no período de verão e inverno. O período de inverno compreende os meses de Março a Agosto, e o período de verão os meses de Setembro a Fevereiro.

Em alguns dos poços monitorados (P1; P3; P4; P17; P18) ocorreram grandes variações nas concentrações médias de nitrato entre o período de verão e inverno. Os poços P1 e P4 (poço freático) estão localizados dentro de cemitérios, o P3 e P18 próximo a cemitérios e o P17 próximo a canaviais. Os poços da zona 1 (P1, P3, P4 e P18) estão mais susceptíveis às variações nas concentrações de nitrato devido a menor profundidade no NE.

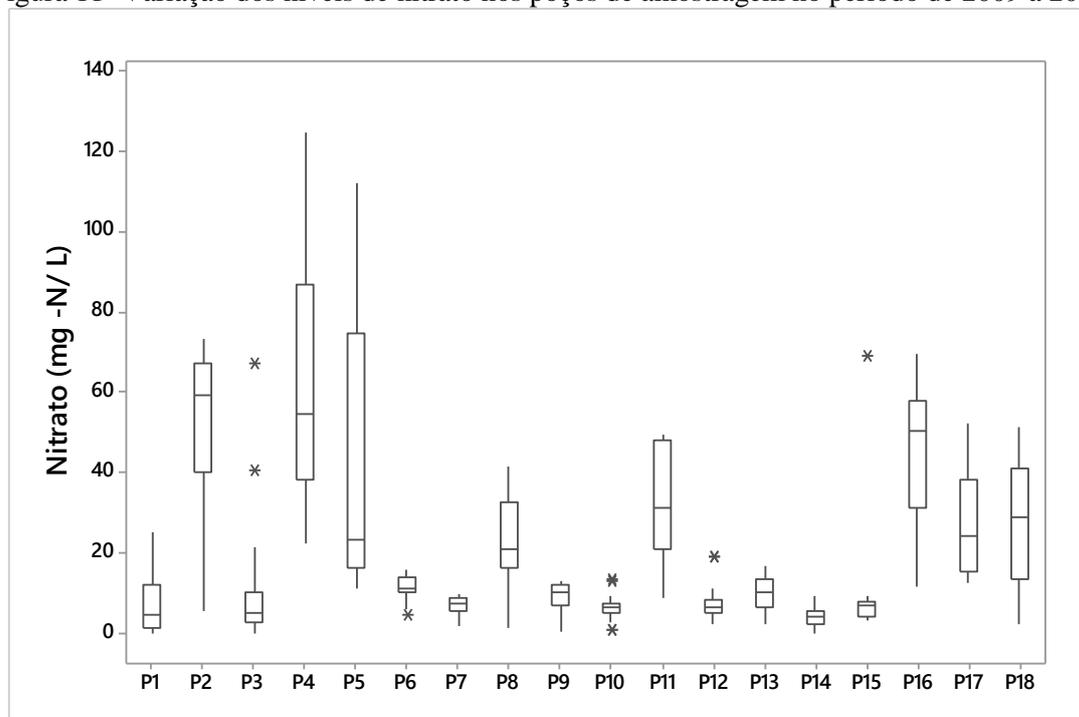
Ao avaliar o aumento nas concentrações de nitrato em cada zona, observaram-se mudanças significativas entre os anos 2009 e 2010 (Anexo 1). Analisando a concentração média de nitrato em cada poço, para ambos os períodos, constatou-se que 60% dos poços apresentaram alteração no período de ocorrência da maior concentração média. Ou seja, se em um ano no verão ocorreu o maior valor médio, no ano seguinte esta ocorrência foi no período de inverno. Tal alternância foi maior nas zonas 3 e 4. Estes resultados não corroboram com o apresentado por alguns autores onde o nível de nitrato é maior no verão e que as concentrações do mesmo deve seguir um padrão sazonal semelhante aos níveis de água (STUART et al., 2011; LALEHZARI et al., 2009; BEESEN e COOK, 2004). No entanto, o padrão encontrado neste estudo pode ser

explicado devido ao NE, da maioria da RMM se encontrar mais distante da superfície (em média 50 metros) e os poços serem mais profundos, onde desta forma aumenta o tempo de percurso da partícula de água e o efeito da recarga é retardado. É provável que a percolação do contaminante no perfil de solo da zona insaturada seja retardada de tal maneira que o tempo de chegada na água subterrânea possa acontecer na estação seguinte. Além disso, o impacto do volume da recarga, sob diversas condições de precipitação, é melhor avaliado onde a matriz do solo tem maior granulometria e o nível freático é mais próximo da superfície (Stuart et al., 2011). Neste escopo, o sistema aquífero da RMM por ter uma matriz porosa intergranular e extensa, não propicia grandes variações nos níveis de água e nem respostas claras e rápidas a eventos extremos. Individualmente, três poços na zona 1 mantiveram o padrão sazonal de variação (P2, P4, P18); dois poços na zona 3 (P8 e P9) e um na zona 4 (P16).

Espera-se que águas subterrâneas mais profundas apresentem menores concentrações de nitrato (MARTÍNEZ, et al., 2014), no entanto, esta característica não é constatada no aquífero da RMM. Os poços da zona 3 e 4 apresentam em alguns períodos concentrações de nitrato acima de 40 mg/L. Um outro fator que influencia na entrada de contaminante no poço é a cota do filtro onde neste caso, não se tem uma precisão nos dados disponíveis para RMM. Diante disto, levantou-se à hipótese de que os sistemas fossas sépticas/sumidouro, largamente implantado na RMM, possa ter contribuído com a contaminação do sistema aquífero ao longo dos anos. O entendimento do comportamento da pluma de contaminação será detalhada na seção subsequente.

Um resultado discrepante é o apresentado pelos poços P4 e P5. Estes poços estão localizados no interior de um cemitério, com 8 e 10 m de profundidade, respectivamente. O P4 permaneceu em 76,5% do período analisado apresentando concentrações maiores que o P5. Uma possível quantidade maior de sepultamentos próximo ao P4 pode ter causado essa variação. A variação nos dados observados é mostrada na figura 11.

Figura 11- Variação dos níveis de nitrato nos poços de amostragem no período de 2009 a 2010.

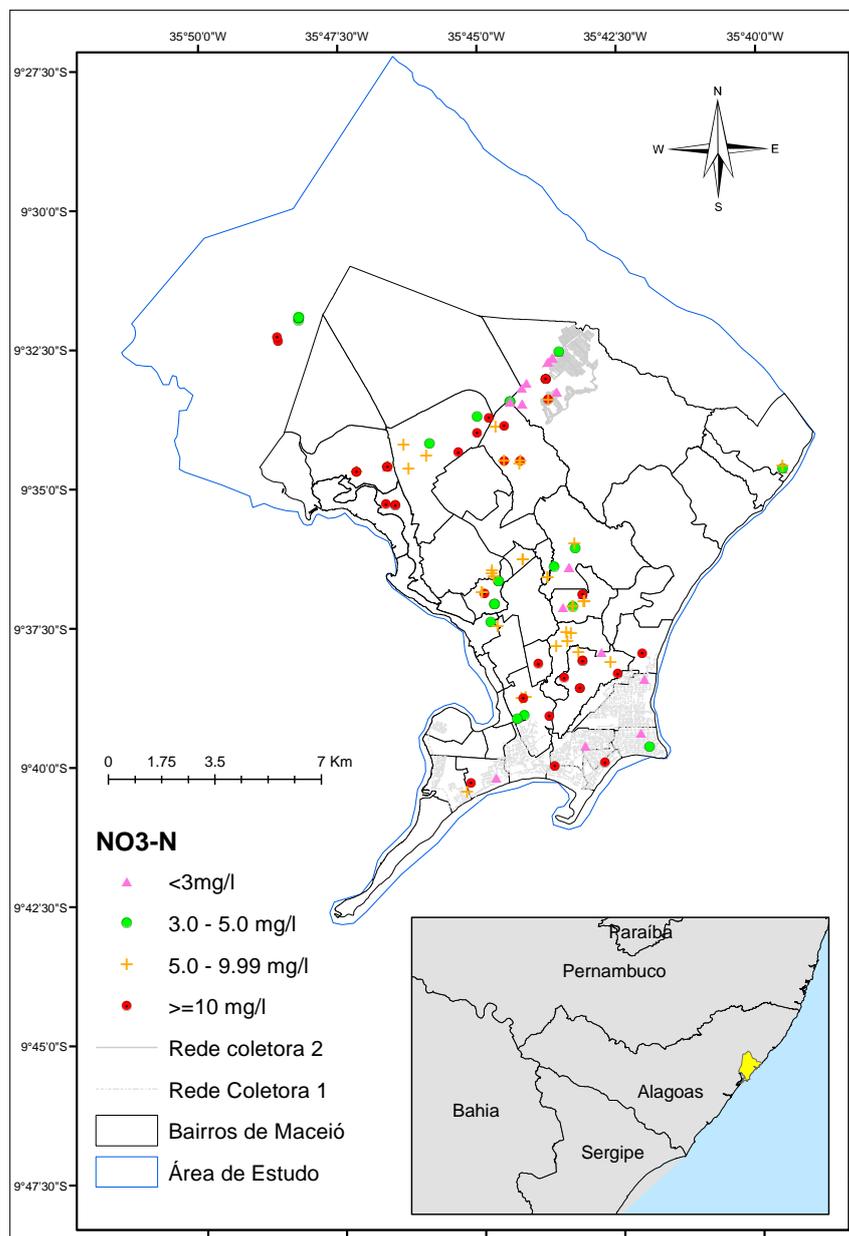


Outros poços também foram amostrados entre os anos de 2011 e 2015 (Figura 12), porém sem apresentar uma amostragem contínua, impossibilitando uma melhor avaliação da dinâmica da variação do nitrato. Contudo, estes novos poços podem ajudar a entender um pouco sobre as potenciais fontes contribuintes na contaminação, por meio da análise da cobertura do solo e do rastreamento de partículas.

A Figura 12 mostra a repartição das percentagens das cargas de nitrato no aquífero a partir de diferentes fontes presentes na RMM, fornecendo uma compreensão e apreciação preliminar da influência das fontes de nitrogênio na área de estudo. Além disso, a identificação prévia de fontes de nitrogênio e quais as opções de gerenciamento auxilia na definição do método de gestão a ser aplicado. Por exemplo, a Figura 10 sugere que a contribuição dos tanques sépticos e sumidouros sejam responsáveis pela evolução na concentração de nitrato das águas subterrâneas, tendo em vista que 87,5% dos poços que apresentaram concentração de nitrato acima de 10 mg/L se encontram em

regiões onde o sistema de esgotamento sanitário é nulo ou quase inexistente e predominantemente urbana.

Figura 12 - Concentração de nitrato em poços datados de 2011 a 2015 na RMM. Poços com ícones sobrepostos apresentaram mais de um período amostrado.

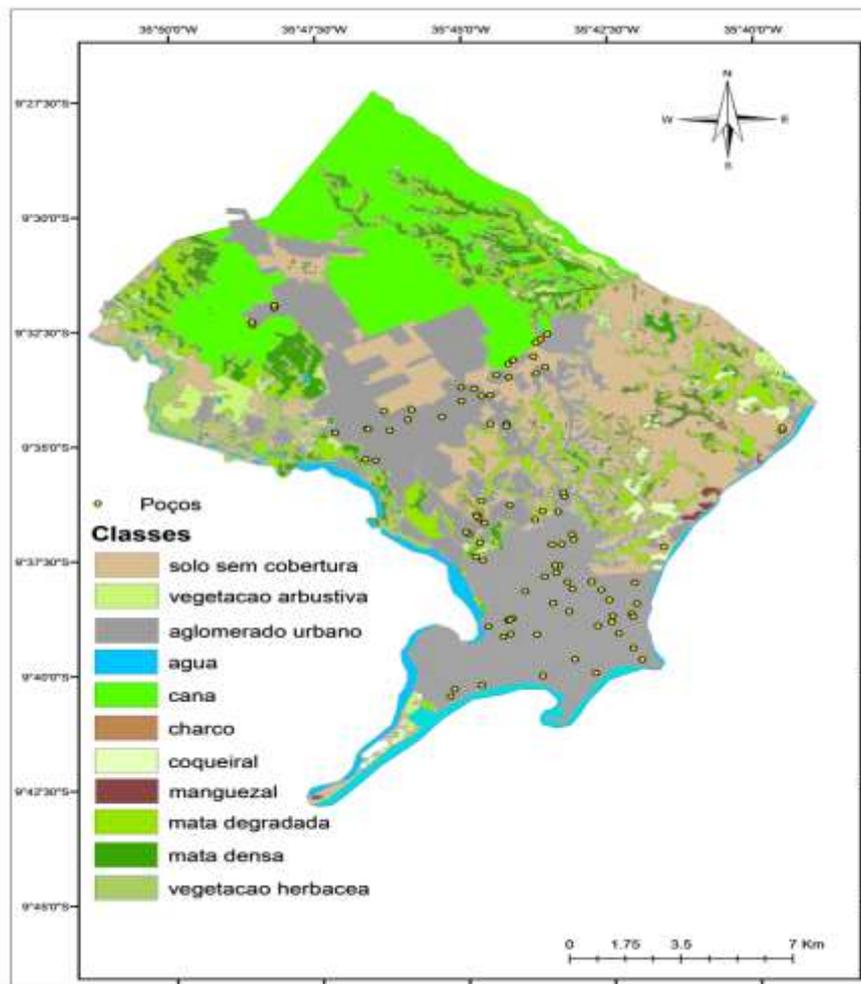


6.3. Identificação das fontes de contaminação e rastreamento de partículas

A identificação de fontes de contaminação é um importante passo para o processo de gestão das águas subterrâneas. Regiões urbanas apresentam grande heterogeneidade no uso e ocupação da superfície. A região de estudo pode ser representada como: urbana (34%); plantio de cana-de-açúcar (13%) e vegetação diversa

(53%). Em quase sua totalidade os canaviais estão presentes na porção nordeste da área, em uma região de recarga. A urbanização é mais densa da parte central ao litoral. Diversos tipos de vegetação se encontram distribuídos ao longo de toda a RMM, contendo, por exemplo, coqueiral, arbusto, mata atlântica e pastagem. Existe uma preocupação quanto ao perigo de contaminação nas áreas urbanas em virtude da disposição dos efluentes domésticos e indústrias, dos sistemas de drenagem de águas pluviais e de córregos que transportam grande carga de poluentes. Além disso, na região dos Tabuleiros Costeiros que concentra a área rural, o solo é dividido em duas principais atividades: o plantio da cana-de-açúcar e a pecuária de corte, sendo a primeira bem mais representativa (ANA, 2011). O mapa de cobertura vegetal e uso e ocupação do solo (Figura 13) foi obtido através do banco de dados do Estudo Hidrogeológico da RMM, desenvolvido pela ANA (2011). Este mapa foi produzido através de imagens do satélite CBERS 2 (cena 146_111, câmera CCD, com 20 m de resolução espacial, datada em 04/09/2007 e cena 146_110 datada de 12/06/2008), imagens do *Google Earth*, conjuntamente com observações efetuadas no levantamento de campo georreferenciado.

Figura 13 - Mapa de cobertura vegetal, uso e ocupação do solo e poços monitorados.



A utilização de imagem QuickBird, com imageamento entre novembro/2010 e junho/2011, cedida pela Secretária de Estado do Planejamento, Gestão e Patrimônio de Alagoas (SEPLAG) foi utilizada pra subsidiar a identificação das potenciais fontes de contaminação. Ficaram registradas as seguintes fontes: lagoas de sistema de tratamento de efluentes; cemitérios; canaviais; canais de drenagem; indústria de fertilizantes (Figura 14). No entanto, apenas em dois cemitérios têm-se estimativas do potencial de contaminação em função de poços de observação contidos nos locais.

Um total de 29 poços com período de amostragem entre os anos de 2011 e 2015, apresentaram concentração de nitrato acima de 10 mg/L e foram utilizados na investigação para identificar as possíveis causas da contaminação. A escolha destes poços também tem o propósito de validar a simulação da pluma de contaminação do nitrato que será detalhada na seção seguinte. Nestes poços foi realizado um

rastreamento retrospectivo (Figura 15) de partículas para um tempo de 10 anos visando o julgamento inicial da origem do fluxo que chega ao poço.

Devido à condição de não bombeamento, este rastreamento torna-se uma hipótese de uma condição menos desfavorável, pois a grande maioria dos poços monitorados é para abastecimento público e apresentam grandes vazões que tendem a mudar a direção do fluxo local e desta forma, facilitar o aporte de contaminante.

Analisando-se as Figuras 14 e 15 percebe-se que, três poços podem estar sendo contaminados devido à migração do nitrato presente no emissário da macrodrenagem da bacia endorreica do Tabuleiro. Sá Filho (2010) constatou em estudo realizado a presença de esgoto *in natura* e forte alteração nos padrões de qualidade da água, na macrodrenagem de Maceió. As Figuras também mostram que há uma forte tendência de alguns poços localizados abaixo da parte central da RMM estarem sendo contaminados devido ao fluxo proveniente do riacho do Reginaldo, além da contribuição do sistema de tratamento individual. A bacia do Reginaldo é a maior bacia urbana da RMM e drena grande parcela da região de estudo. Na porção central do vale do Reginaldo a inclinação é menos acentuada e há uma grande contribuição por esgoto doméstico. Na região do litoral, três poços estão localizados no interior de cemitérios e apresentam contaminação por nitrato decorrente do necrochorume. Os demais poços ilustrados nessa imagem podem estar sofrendo contaminação devido ao vazamento da rede coletora de esgoto, canais de drenagem e do sistema tanque séptico/sumidouro. Este último tende a ser a principal causa da contaminação, tendo em vista que aproximadamente 74% dos poços contaminados estão inseridos nas regiões onde há predomínio do sistema tanque séptico/sumidouro e distantes das principais fontes pontuais de contaminação.

Silva (2011) avaliou a qualidade da água na bacia do riacho do Silva, localizado na região sudoeste da RMM, onde a água apresentou condição sanitária bastante comprometida em toda a bacia, em todos os períodos de monitoramento, com quase 100% dos valores classificados na classe IV de água doce. O canal do riacho está inserido em uma região onde o NE está próximo à superfície do solo, próximo à fronteira da lagoa Mundaú. Portanto, é provável que poços rasos possam estar sendo contaminados devido à grande carga de esgoto doméstico que é lançada no canal do riacho.

Fontes pontuais de contaminação, como as lagoas de tratamento, cemitérios e indústrias de fertilizantes representam apenas 0,11% da área de estudo e estão relativamente distantes da grande maioria dos poços. Há exceções como os poços de monitoramento do projeto ASUB-AL que estão inseridos no interior de cemitérios (P1 e P4) e próxima a uma indústria de fertilizantes (P13). Portanto, espera-se que o grau de contaminação destas fontes esteja restrito à sua área de influência direta.

Por meio da delimitação do perímetro de proteção do poço baseado no método do raio fixo arbitrário (HIRATA e REBOUÇAS, 1999) adotou-se um raio de 200 m em cada um dos 29 poços com concentração de nitrato maior que 10 mg/L, para quantificar o uso do solo. A quantificação é uma resposta da classificação de imagem baseada em ISO Cluster com cinco números de classe. O número de classe limitou-se a cinco para eliminar a identificação de muitas feições presentes na imagem do Quickbird (como por exemplo: carros, asfalto, canteiros). O resultado (Tabela 6) mostra que no ranqueamento das dez maiores concentrações de nitrato observadas o percentual de lote urbano é maioria, apresentando variação de 71,5 a 100%. Apenas três poços se encontram em área sem a presença de urbanização. Nestes, o solo exposto apresentou maior representação, variando de 57,8 a 86,8%. Percentual de cana-de-açúcar aparece em sete poços apresentando um percentual mínimo de 4,1% e um máximo de 32,4. Área de pastagem está presente em apenas 2 poços, com uma contribuição média de área de 9,5%.

Tabela 5 - Percentual de contribuição do uso do solo no perímetro de proteção do poço

Poço	Porcentagem					Nitrato (mg/L)
	Área Urbana	Solo Exposto	Cana-de-açúcar	Pastagem	Remanescente de mata atlântica	
1	52.3	47.7	0.0	0.0	0.0	14.30
2	0.0	69.0	31.0	0.0	0.0	11.30
3	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	12.40
4	91.3	8.7	0.0	0.0	0.0	12.00
5	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	11.70
6	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	19.20
7	99.3	0.7	0.0	0.0	0.0	16.40
8	71.5	3.7	24.8	0.0	0.0	32.80
9	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	27.10
10	89.2	0.0	10.8	0.0	0.0	10.60
11	87.3	12.7	0.0	0.0	0.0	18.50
12	71.5	3.7	24.8	0.0	0.0	146.50
13	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	38.00
14	87.3	12.7	0.0	0.0	0.0	20.10
15	0.0	57.8	32.4	9.9	0.0	18.90
16	0.0	86.8	4.1	9.1	0.0	15.00
17	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	12.00
18	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	11.00
19	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	18.90
20	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	19.40
21	62.5	29.9	7.6	0.0	0.0	11.00
22	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	11.00
23	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	13.70
24	90.5	9.5	0.0	0.0	0.0	10.7
25	44.6	41.8	0.0	0.0	13.6	19.16
26	99.9	0.1	0.0	0.0	0.0	21.12
27	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	13.05
28	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	31.74
29	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	26.94

Figura 14 - Localização das principais fontes de contaminação contidas na RMM

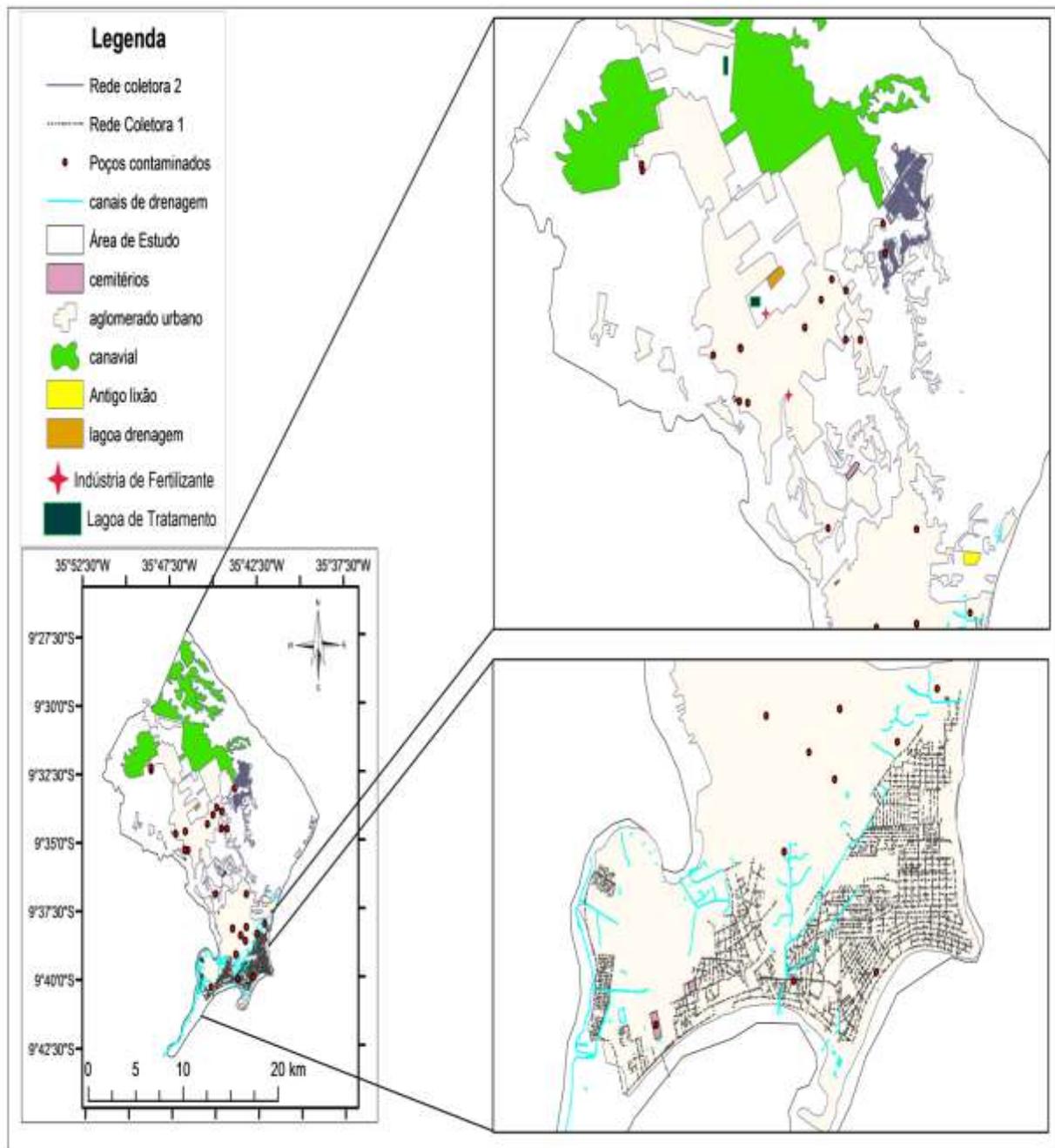
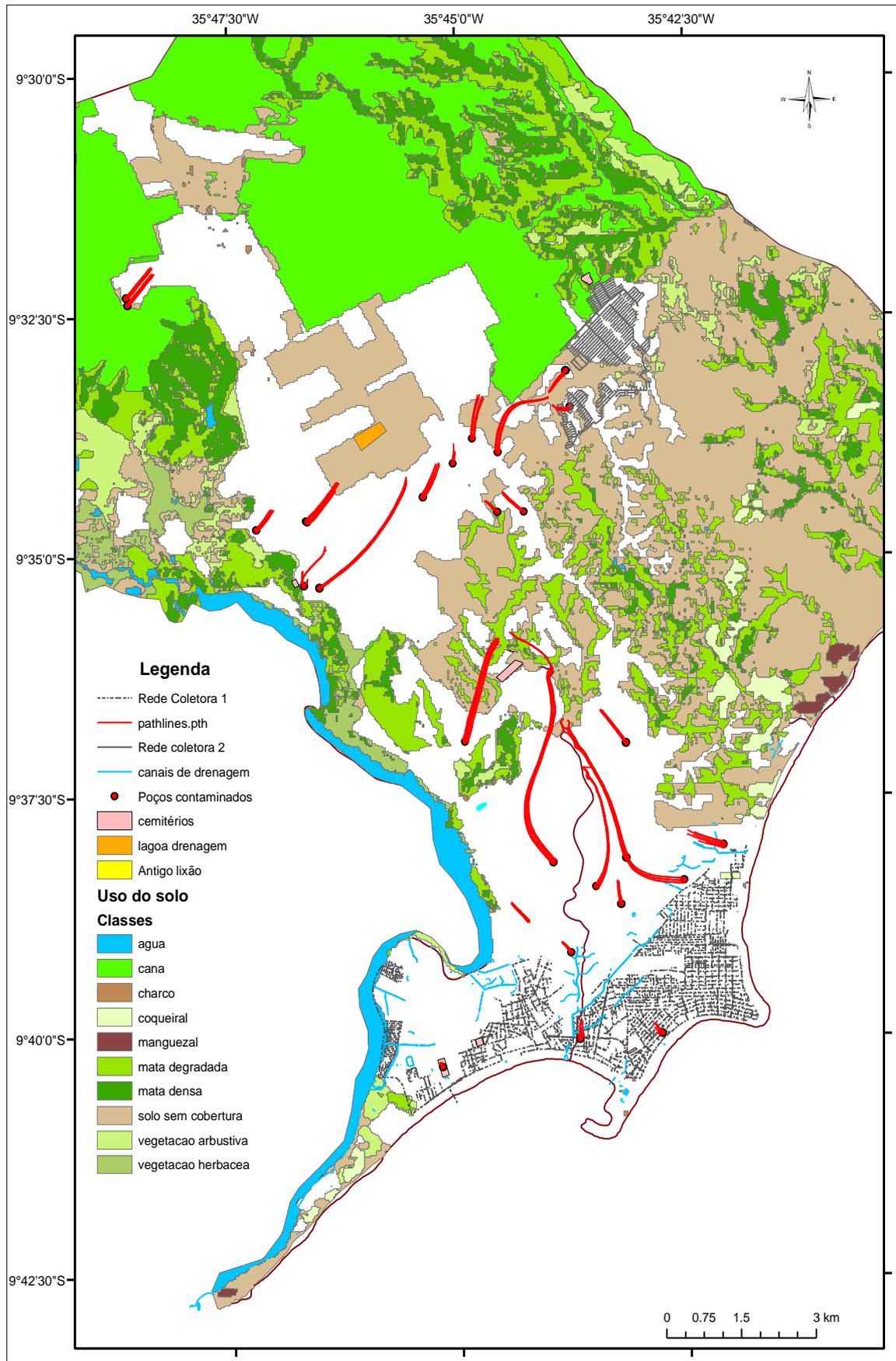


Figura 15 - Rastreamento retrospectivo de partículas para o período de 10 anos tendo como pontos de referência poços contaminados.

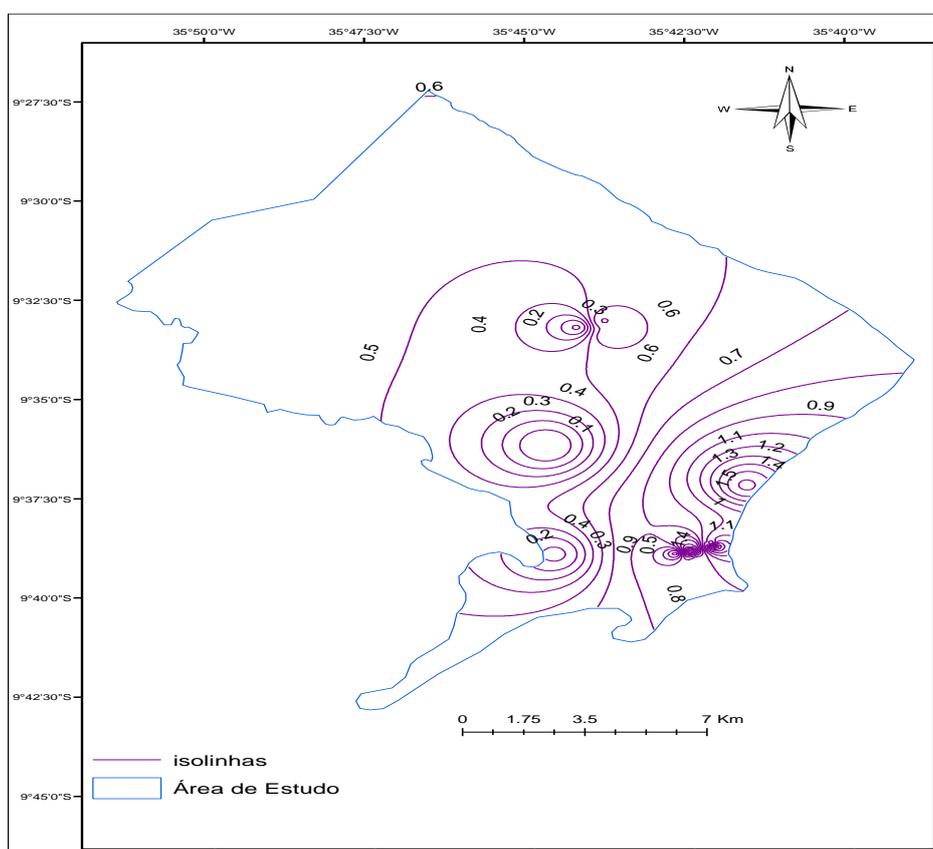


6.4. Transporte do contaminante

Para o entendimento da evolução do nitrato nas águas subterrâneas da RMM é necessário o conhecimento do estado destas águas antes do processo de urbanização. Entretanto, a amostragem mais antiga foi no ano de 1997, fato que não permite uma perfeita avaliação. Diante disto, se decidiu em utilizar todos os poços com período de amostragem anterior ao ano 2000, totalizando doze. Esta escolha foi baseada no período de calibração do modelo (2000 a 2005), e que as concentrações de nitrato anteriores a este período foram consideradas como condição inicial.

As concentrações dos doze poços variaram de 0,2 a 1,5 mg/L (Figura 16) indicando uma condição de aquífero menos impactado por fontes antrópicas. Em aquíferos não impactados, comumente as concentrações variam de 0-1 mg/L, concentrações entre 1-3 mg/L indicam uma provável influência antrópica, 3-10 mg/L indicam poluição devido a influência antrópica e acima de 10 mg/L indica um excessivo impacto das atividades humanas (MADISON e BRUNETT, 1985; COX e KAHLE, 1999).

Figura 16 - Isolinhas das concentrações de nitrato no sistema aquífero



A dispersividade do nitrato foi calibrada variando o padrão inicial disposto na metodologia. Os resultados apresentados a seguir foram obtidos com a mudança da dispersividade longitudinal para 15 m enquanto as demais permaneceram inalteradas.

As potenciais fontes de contaminação foram inseridas aos poucos, visando observar de forma independente o impacto de cada uma delas. Inicialmente, foram inseridos no modelo como fontes de contaminação os cemitérios e canaviais. No entanto, a simulação não apresentou uma resposta adequada ($r = 0.236$) quando comparado o valor de nitrato observado com o calculado. Este resultado valida a hipótese de que estas fontes por situarem distantes da maioria dos poços e, terem pouca relevância quanto à área de ocupação no domínio do modelo – como é o caso dos cemitérios – não exerce potencial de contaminação em grandes extensões. Porém, cemitérios são importantes fontes de contaminação para médios perímetros de abrangência (300 a 800 m). Estes perímetros são baseados na medição do tamanho da pluma simulada pelo modelo. As primeiras simulações contendo cemitérios envolveram uma estimativa da quantidade de nitrogênio originada a partir da decomposição de corpos de diferentes medidas. Foi realizado um levantamento de campo, onde se estimou junto à administração dos cemitérios a quantidade média de sepultamentos. O número de sepultamentos é bastante variável, em particular nos cemitérios públicos, onde são realizados rodízios em função da falta de espaço para novos sepultamentos. Devido às flutuações nos valores observados do nitrato nos poços inseridos em cemitérios, e por se tratar de um modelo estacionário, procurou-se ajustar a calibração da contaminação deste tipo de fonte em função do menor erro residual. As concentrações atribuídas aos cemitérios que melhor se ajustaram aos dados observados são mostradas na Tabela 7. Apesar do ajuste, quando se tem elevada variação na série de observações de um mesmo poço se torna complexa a calibração do modelo aos dados observados (Figura 17).

Figura 17 - Relação entre as concentrações observadas e calculadas em função do período de observação

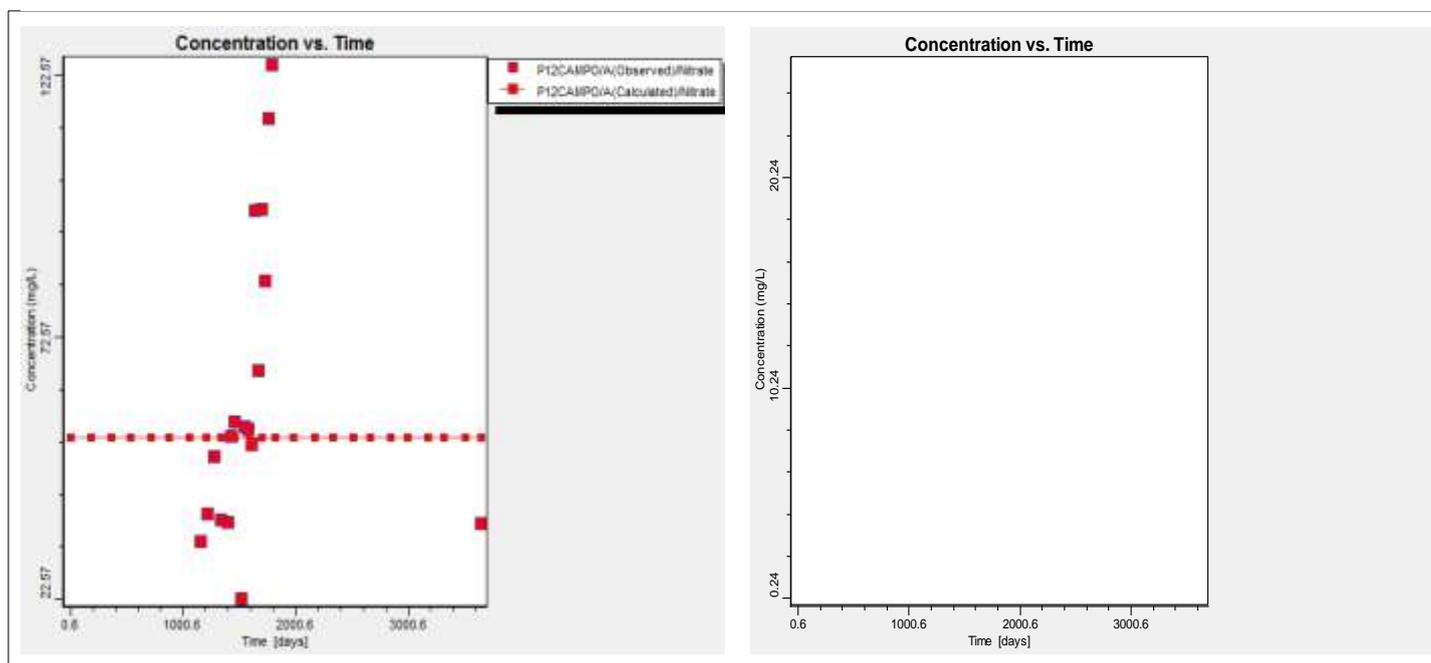


Tabela 6 – Contribuição estimada de nitrato para cada cemitério da RMM

CEMITÉRIO	NITRATO (mg/L)
Mãe do Povo	30
N.S da Piedade	30
São José	53.5
Santo Antônio	60
Parque das Flores	30
Santa Luzia	50
Parque Maceió	30
São Luiz	16.8

Para a calibração da concentração de nitrato oriunda dos canaviais utilizou-se a concentração de nitrato presente na vinhaça. A vinhaça é largamente utilizada em canaviais no Estado de Alagoas como forma de adubação natural. A quantidade de nitrogênio presente na vinhaça varia de 0,33 a 0,48 kg/m³ (KORNDORFER e ANDERSON, 1997). Por fins de simplificação adotou-se que não há desnitrificação na zona vadosa, onde todo o nitrogênio é convertido em nitrato. Inicialmente, para as primeiras simulações supôs-se que 40% da concentração de N contido na vinhaça percola, obtendo concentração de 243 mg/L. No estágio final, o modelo foi calibrado

utilizando uma concentração de 6,5 e 20 mg/L de nitrato nos canaviais da parte nordeste e noroeste, respectivamente.

Apenas modelando as plumas de contaminação em virtude dos cemitérios e canaviais não se obteve resultados significativos, em função da maioria dos poços estarem inseridos na zona urbana e distantes dessas fontes de contaminação.

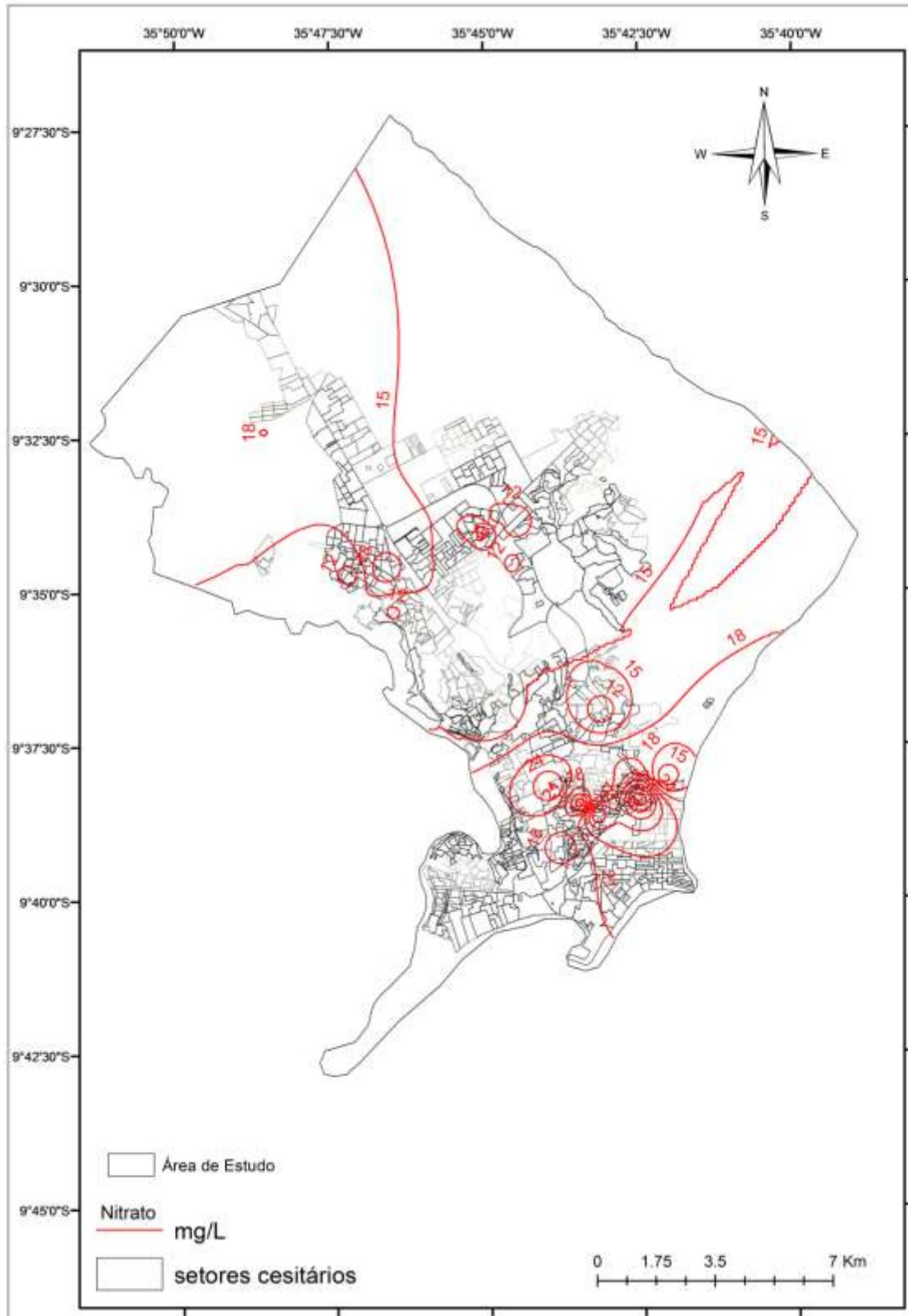
Diversos autores vêm reportando a grande contribuição dos esgotos domésticos na contaminação das águas subterrâneas (por exemplo, WAKIDA e LERNER, 2005; KATZ et al., 2009). Além disso, Davis et al. (2010) relatam que a disposição do efluente do tratamento no solo e lodos, especialmente de tanques sépticos também contribuíram largamente com a entrada de nitrato em Woodville Karst Plain, na Flórida. Sendo assim, sistemas de tratamento de efluentes minimizam o risco de contaminação, porém, melhores alternativas de disposição e práticas de gestão dos resíduos de sistemas de tratamento devem ser melhor avaliados.

Diante disto, para representar a contribuição do lançamento *in natura* no solo e dos vazamentos do sistema individual de tratamento, assumiu-se uma concentração constante para toda a zona urbana de 66,66 mg N/L. Esta concentração é baseada na estimativa de carga por habitante (8 g N/hab.dia) sugerida por alguns autores (VON SPERLING, 2007). No entanto, o modelo não apresentou uma boa calibração mesmo após a inserção destas cargas, apresentando coeficiente de correlação global de 0,242. Analisando o resultado por período de tempo, a simulação para o ano de 2016 apresentou o melhor coeficiente (0.368).

A avaliação da qualidade das águas subterrâneas regional é difícil pelo fato das fontes de nitrogênio apresentarem variação espacial muito grande (GODERYA, et al., 1996; TESORIERO e VOSS, 1997), como visto no tópico 6.2.

Como dificuldade encontrada na calibração da pluma de contaminação tem-se o fato de existirem poços próximos (por exemplo, distância linear de 300 m) que apresentam níveis de nitrato bastante distinto, porém com níveis de filtro sem precisão definida. Quando não informado no cadastro do poço a cota do filtro, foi admitido que o mesmo estivesse localizado 10 m acima da base do poço. A distribuição da concentração de nitrato no espaço, levando em consideração os poços com período de monitoramento entre 2011 e 2015 é apresentando na figura 18.

Figura 18 - Distribuição do nitrato na área urbana da RMM

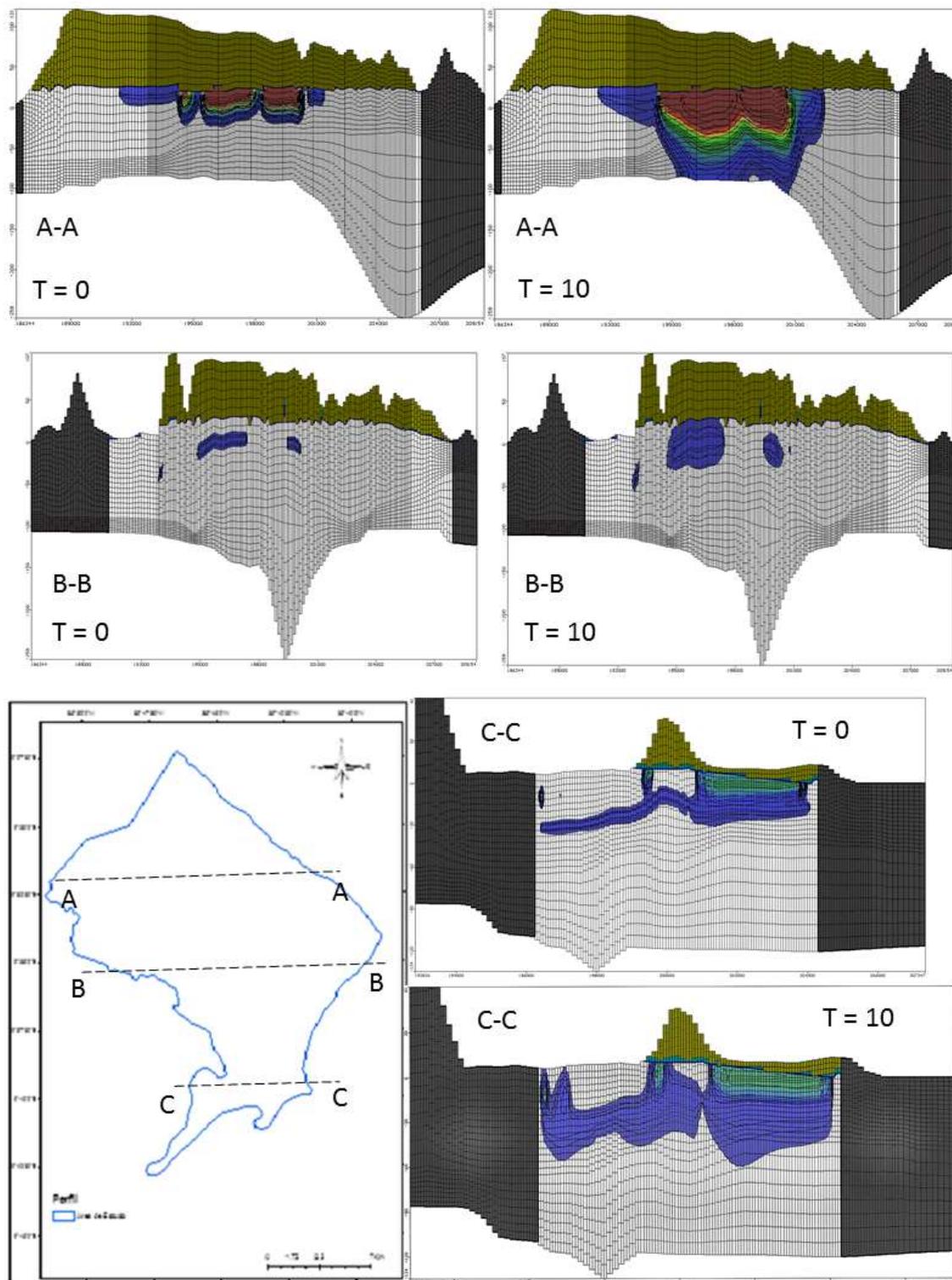


Com base nessa distribuição, uma nova simulação para o transporte do contaminante foi realizada onde foi modificada a concentração de nitrato na área urbana de 66,66 para 12,5 mg N/L, obtendo um coeficiente de correlação global de 0,234. A redução do coeficiente pode ser explicada pela dificuldade em representar múltiplas plumas em aquífero com morfologia heterogêneo e extenso. Outro fator que prejudica a calibração do modelo é a pouca quantidade de poços com dados de qualidade. Um banco de dados maior favorece a calibração devido à flexibilidade em se separar amostras para a calibração do modelo e amostras para a validação.

Analisando a forma como o nitrato se dispersa no sistema aquífero de parte da RMM, notou-se que em média a pluma tem um crescimento vertical ao longo da profundidade do aquífero de 112% quando comparado o estágio inicial ($t=0$) com o final ($t=10$).

Os resultados evidenciam uma crescente implementação das concentrações de nitrato em alguns pontos da RMM, principalmente em águas mais rasas. As simulações não constaram contaminação nas águas profundas (Figura 20) na parte central do domínio do modelo. No entanto, em poços com 150 m de profundidade localizados nesta localidade observou-se concentração de nitrato acima de 10 mg/L, porém, a falta de informação do posicionamento do filtro não permite uma melhor avaliação de como ocorre a contaminação destas águas em níveis profundos. Outro fator que precisa ser avaliado é o potencial redox do sistema aquífero, pois alguns poços que estão localizados a distâncias relativamente próximas (550 m) e profundidades próximas (diferença de $\pm 5m$) apresentaram níveis de nitrato bastante distintos. Em busca de se entender o motivo por tais discrepâncias, foi realizado uma análise de correlação do nitrato com outros parâmetros de qualidade da água (cloreto; magnésio; ferro; sódio; sílica; cálcio) (Figura 21). Nenhum resultado evidenciou uma possível interferência de outros componentes químicos nas concentrações de nitrato. Por se tratar de uma região geologicamente estratificada, há indícios que algumas formações geológicas possam incrementar a dispersão do nitrato enquanto outras podem estar promovendo uma maior retenção, principalmente em lentes de argila. Uma visão especializada da pluma de contaminação na parte média-baixa do domínio do modelo pode ser visualizada na Figura 22. Desta forma, é possível evidenciar o grau de contaminação que está contido nas águas subterrâneas da RMM.

Figura 19 - Seções transversais da RMM e evolução da pluma no local



Fonte: Autor (2016)

Figura 20 - Correlação do nitrato com outros parâmetros de qualidade da água

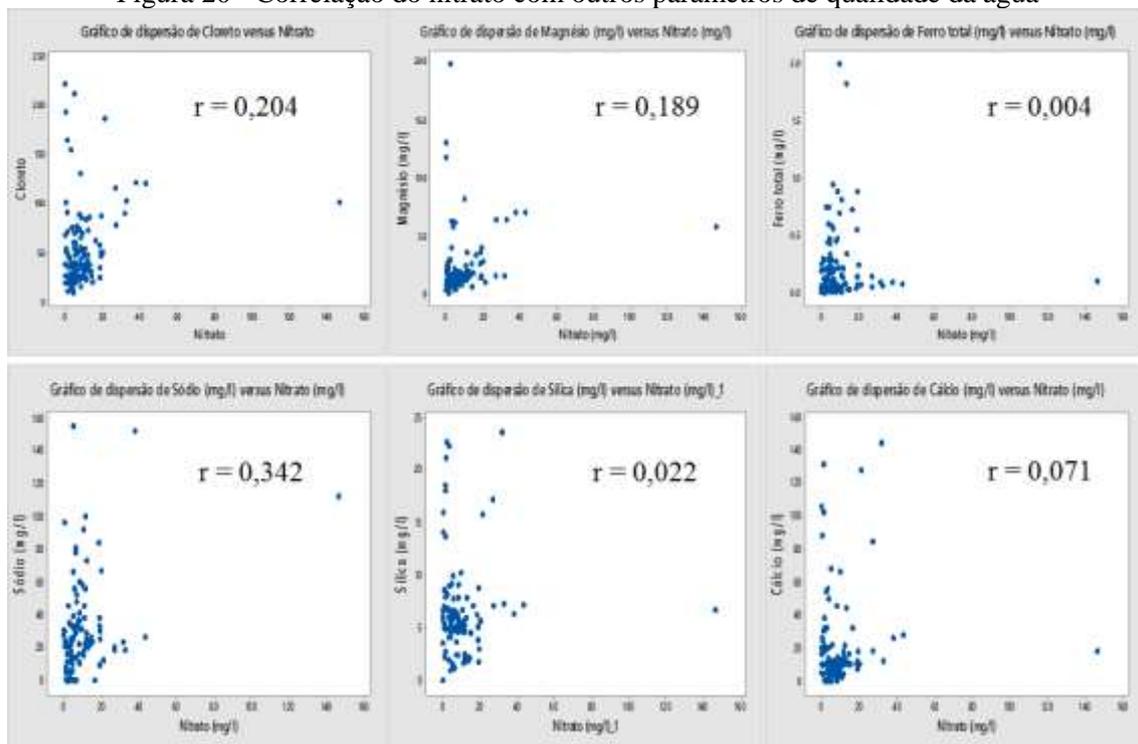
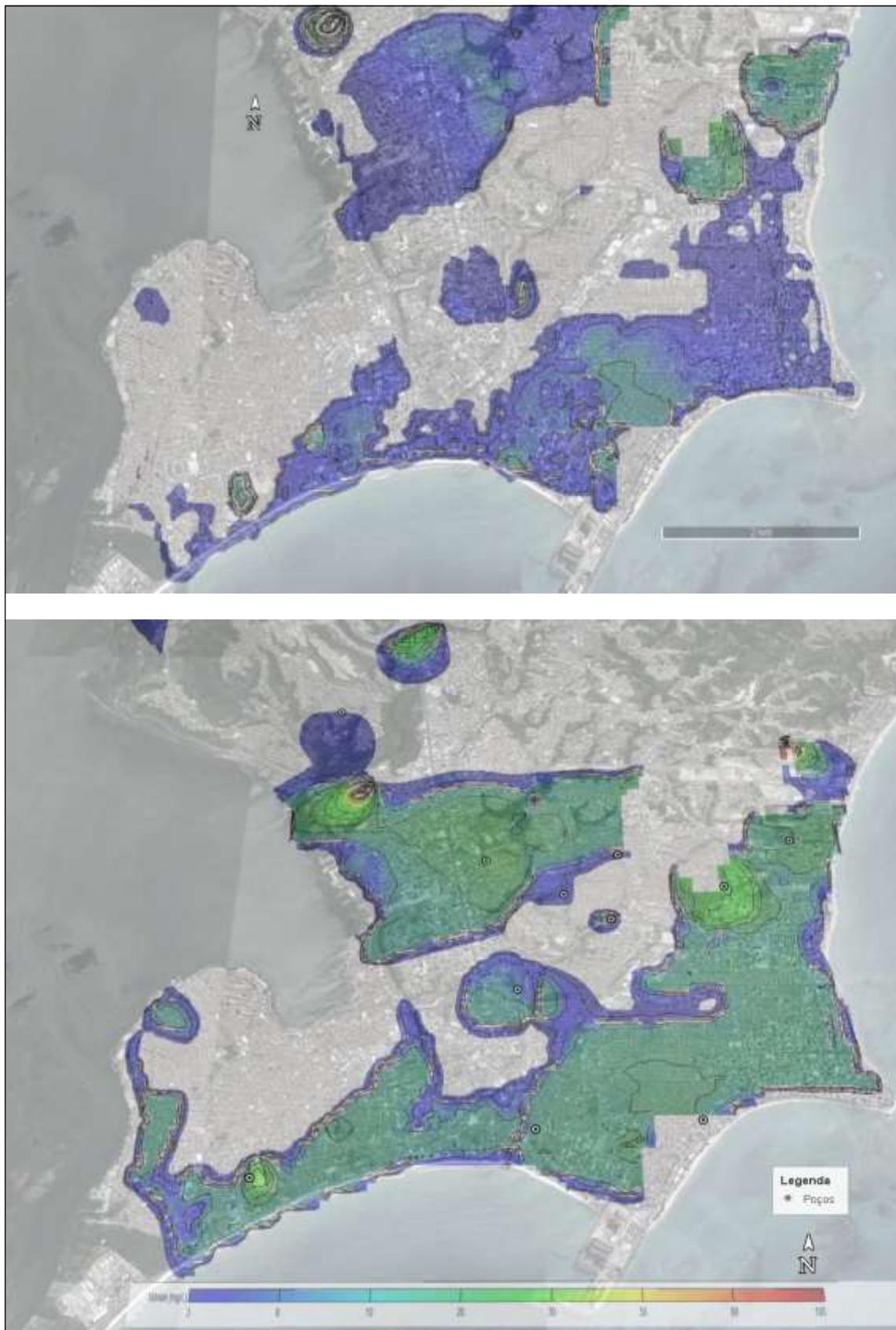


Figura 21- Vista em planta da espacialização da pluma de contaminação na zona média-baixa da RMM



7. CONCLUSÃO

Neste trabalho, o código MODFLOW e MT3DMS foi aplicado em parte da RMM para prever as concentrações de nitrato e avaliar os efeitos da variabilidade da precipitação em um sistema aquífero sedimentar, além de investigar as possíveis fontes de contaminação. Isto foi motivado devido a constatações de que as águas subterrâneas da RMM, que é de extrema importância para o abastecimento público de Maceió-AL se encontram contaminadas por nitrato em alguns pontos de observação. Os resultados obtidos nas simulações foram validados com dados observados de carga hidráulica e nitrato. As seguintes conclusões podem ser feitas a partir dos resultados:

- i) Em aquíferos profundos e extensos, como o da RMM, há indícios que os efeitos da variabilidade da precipitação é pouco efetiva na dinâmica da variação dos níveis estáticos;
- ii) Cemitérios são importantes fontes de nitrato, onde sua pluma gera riscos locais de contaminação, sem ser observado, a princípio, a capacidade de afetar grandes áreas;
- iii) Para o caso em estudo, a avaliação der plumas integradas, onde se gera uma zona de mistura foi mais importante que a avaliação de estágios de plumas individuais, uma vez que a dispersão e posterior encontro de plumas explicou a contaminação na maioria dos poços;
- iv) As variações de nitrato em águas rasas não acompanham a variação do nível de água do aquífero, em virtude da matriz porosa e da profundidade da zona vadosa na maior parte do domínio;
- v) A contribuição contínua de águas residuárias em conjunto com o transporte lento em meios com baixa porosidade provocam um pluma menos profunda e mais difundida espacialmente, onde abrange grandes áreas de contaminação;

Como sugestões, recomenda-se que em trabalhos futuros se insira a taxa de bombeamento dos poços no processo de simulação visando compreender como isto pode influenciar na dinâmica da movimentação do nitrato e assim poder predizer com mais eficácia o seu transporte. A utilização de traçadores, como por exemplo, isótopos e o conhecimento do potencial redox do aquífero, pode ajudar na identificação da origem

do nitrato na água subterrânea e a adição do processo de desnitrificação, respectivamente.

REFERÊNCIAS

- ALAGHA, J. S.; SAID, M. A. M.; MOGHEIR, Y. Modeling of nitrate concentration in groundwater using artificial intelligence approach – a case study of Gaza coastal aquifer. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 186, p.35-45, 2014.
- ANA – Agência Nacional de Águas. Estudos hidrogeológicos para subsidiar a gestão sustentável dos recursos hídricos subterrâneos na região metropolitana de Maceió. Vol.II – **Geologia, Hidrogeologia e Hidroquímica**, 2011.
- ANDERSEN, M. S.; BARON, L. et al. Discharge of nitrate-containing groundwater into a coastal marine environment. **Journal of Hydrology**, v. 336, p. 98–114, 2007.
- ANDREWS, R. J.; LLOYD, J. W.; LERNER, D. N. Modelling of nitrate leaching from arable land into unsaturated soil and chalk. **Journal of Hydrology**, v.200, p.179-197, 1997.
- ANON (2000) Visual MODFLOW V.2.8.2 User’s manual for professional applications in three-dimensional groundwater flow and contaminant transport modeling. **Waterloo Hydrogeologic Inc**, Ontario, 2000.
- ARHEIMER, B.; BRANDT, M. Watershed modelling of nonpoint nitrogen losses from arable land to the Swedish coast in 1985 and 1994. **Ecological Engineering**, v. 14, p. 389–404, 2000.
- BEESEN, S.; COOK, M. C. Nitrate in groundwater: a water company perspective. **Quarterly Journal of Engineering Geology and Hydrogeology**, v. 37, p. 261-270, 2004.
- BRENDER, J. D.; WERLER, M. M., Shinde, M. U., Vuong, A. M. et al. Nitrosatable drug exposure during the first trimester of pregnancy and selected congenital malformations. Birth Defects Research (Part A): **Clinical and Molecular Teratology** v. 94, p. 701–713, 2012.
- BRENDER, J. D.; WERLER, M. M.; KELLEY, K. E.; VUONG, A.M. et al. Nitrosatable drug exposure during early pregnancy and neural tube defects in offspring: National Birth Defects Prevention Study. **American Journal of Epidemiology**, 174, p.1286–1295, 2011.
- BRONSON, K.F., A. MALAPATI, J.D. BOOKER, B.R. SCANLON, W.H. HUDNALL, SCHUBERT, A.M. Residual soil nitrate in irrigated Southern high plains cotton fields and Ogallala groundwater nitrate. **Journal of Soil and Water Conservation**, v.64, p. 98–104, 2009.
- BURDEN, R.J. Nitrate contamination in New Zealand aquifers: a review. **New Zealand Journal of Science**, v.25, n.3, p. 205–220, 1982.

- BUROW, K. R.; NOLAN, B. T.; RUPERT, M. G.; DUBROVSKY, N. M. Nitrate in groundwater of the United States, 1991-2003. **Environmental Science & Technology**, v.44, n. 13, p.4988-4997, 2010.
- CASAL – Companhia de Saneamento de Alagoas – 2015. <http://casal.al.gov.br/atuacao/abastecimento-de-agua/>, acessado em 03/02/2015
- CETESB. 2013. Relatório de qualidade das águas subterrâneas do Estado de São Paulo: 2010-2012. 242 p., 2013.
- CHIANG, W. H.; KINZELBACH, W. 3-D groundwater modeling with PMWIN. **Springer-Verlag Berlin Heidelberg**, New York, p 346, 2000.
- COLLISCHONN, W. Simulação hidrológica de grandes bacias. Instituto de Pesquisas Hidráulicas - **Universidade Federal do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre, p. 270. 2001. Tese submetida ao Programa de Pós Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental para obtenção do título de Doutor em Engenharia, 2001.
- CONAN, C.; BOURAOUI, F.; TURPIN, N.; MARSILY, G. Modeling flow and nitrate fate at catchment scale in Brittany (France). **Journal of Environmental Quality**, v.32(6), p.2026-2032, 2003.
- COX, S. E.; LIEBSCHER, H. Ground-Water Quality Data from the Abbotsford-Sumas Aquifer of Southwestern British Columbia and Northwestern Washington State, February 1997. **U.S. Geological Survey**, Open-File Report, 99-244. USGS, Tacoma, WA.
- DAVIS, J. H., KATZ, B. G., GRIFFIN, D. W. Nitrate-N Movement in Groundwater from the Land Application of Treated Municipal Wastewater and Other Sources in the Wakulla Springs Springshed, Leon and Wakulla Counties, Florida, 1966–2018: **U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report** 2010-5099, pp. 90.
- DEFRA. Post-conciliation partial regulatory impact assessment. **Groundwater proposals under Article 17 of the Water Framework Directive**. Draft Final Report. London: Department for the Environment, Food and Rural Affairs; 2006.
- DIERSCH, H. J. G. WASY software FEFLOW, finite element subsurface flow and transport simulation system. **User's Manual**. Germany, Berlin, 2005.
- DRAKE, V.M.; BAUDER, J.W. Groundwater nitrate-nitrogen trends in relation to urban development, Helena, Montana, 1971-2003. **Groundwater Monitoring and Remediation**, 25(2): 118-130, 2005.
- DUCCI, D. GIS techniques for mapping groundwater contamination risk. **Natural Hazards**, v. 20, p. 279–294, 1999.
- DUCHARNE, A.; BAUBION, C.; et al. Long term prospective of the Seine River system: confronting climatic and direct anthropogenic changes. **Science of the Total Environment**, v. 375, p. 292–311, 2007.
- EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (EEA). Groundwater Quality and Quantity in Europe. Environmental Assessment Report No. 3. **European Environment Agency**, Copenhagen, 2000.

- FEIJÓ, F.J. Bacias de Sergipe e Alagoas. **Boletim de Geociências da PETROBRAS**, n. 1, v. 8, Rio de Janeiro. p. 149 – 161, 1994.
- FETOUANI, S.; SBAA, M.; VANCLOOSTER, M.; BENDRA, B. Assessing ground water quality in the irrigated plain of Triffa. (North-east Morocco). **Agricultural Water Management**, v. 95, n. 2, p. 133–142, 2008.
- FORD, M., TELLAM, J.H. Source, type and extent of inorganic contamination within the Birmingham urban aquifer system, UK. **Journal of Hydrology**, v.156, p, 101–135, 1994.
- FORTIN, G.; VAN DE KAMP, G.; CHERRY, J. A. Hydrogeology and Hydrochemistry of an Aquifer-Aquitard System Within Glacial Deposits, Saskatchewan, Canada. **Journal of Hydrology**, v.126, n.1, p.265-292, 1991.
- FOSTER, S. S. D. Assessing and controlling the impacts of agriculture on groundwaters from barley barons to beef bans. **Quarterly Journal Engineering Geology and Hydrogeology**, v. 33, p. 263–280, 2000.
- FOSTER, S.; LAWRENCE, A.; MORRIS, B. Groundwater in urban development – assessing management needs and formulating policy strategies. **World Bank Technical Paper**, 1998.
- FOUÉPÉ, A. T.; GURUNADHA RAO, J.; NDAM, L. N.; SIGHA, N.; EKOCECK, G. E. Groundwater flow modeling in the upper Anga'a river watershed, Yaoundé, Cameroon. **Africa Journal of Environment Science and Technology**, v. 3, n. 10, p. 341-352, 2009.
- FRASER, P.; CHILVERS, C. Health aspects of nitrate in drinking water. **Science of the Total Environment**, v. 18, p.103-116, 1981.
- GELHAR, L. W; WELTY. C; REHFELDT, K. R. A critical review of data on field-scale dispersion in aquifers. **Water Resource Research**, v.28, n.7, p.1955–1974, 1992.
- GODERYA, F. S.; DAHAB, M. F.; WOLDT, W. E.; BOGARDI, I. Incorporation of spatial variability in modeling non-point source groundwater nitrate pollution. **Water Science and Technology**, v. 33, n, 4-5, p. 223-240, 1996.
- GREER, F. R.; SHANNON, M. Infant methemoglobinemia: the role of dietary nitrate in food and water. **Pediatrics**, 116, 784–786, 2005.
- HAASE, D. Effects of urbanization on the water balance – a long-term trajectory. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 29, p. 211-219, 2009.
- HABERMAYER, M.; ROTH, A.; GUTH, S.; DIEL, P.; ENGEL, K.; EPE, B.; et al. Nitrate and nitrite in the diet: how to assess their benefit and risk for human health. **Molecular Nutrition and Food Research**, v.59, p. 106-128, 2015.
- HALFORD, K. J.; MAYER, G. C. Problems associated with estimating ground water discharge and recharge from stream-discharge records. **Groundwater**, v. 38, p.331–342, 2000.
- HALLBERG, G. R. Pesticide pollution of groundwater in the humid United States. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 26, p. 299-367, 1989.

- HALLBERG, G. R.; KEENEY, D. R. Nitrate. Regional ground-water quality. **Van Nostrand Reinhold**, New York, pp 297–322, 1993.
- HARBAUGH, A. W.; McDONALD, M. G. User's documentation for MODFL, W-96, an update to the U.S. Geological Survey modular finite-difference groundwater flow model. **U.S. Geological Survey Open-File Report**, p.96-485, 1996.
- HATFIELD, J. L.; MCMULLEN, L. D.; JONES, C. S. Nitrate-nitrogen patterns in the Raccoon River Basin related to agricultural practices. **Journal Soil Water Conservation**, v. 64, p.190–199, 2009.
- HEALY, R. W.; COOK, P. G. Using ground-water levels to estimate recharge. **Hydrogeology Journal**, v.10, p.91-109, 2002.
- HEPPNER, C. S.; NIMMO, J. R.; FOLMAR, G. J.; GBUREK, W. J.; RISSER, D. W. Multiple-methods investigation of recharge at a humid-region fractured rock site, Pennsylvania, USA. **Hydrogeology Journal**, v. 15, p. 915-927, 2007.
- HIRATA, R.; REBOUÇAS, A. La protección de los recursos hídricos subterráneos: una visión integrada, basada en perímetros de protección de pozos y vulnerabilidade de acuíferos. **Boletín Geológico y Minero**, v. 110, n. 4, p. 423-436, 1999.
- HOLZ, J. Levantamento e mapeamento do índice de risco de alagamento na bacia do riacho do Reginaldo. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento) – Universidade Federal de Alagoas, Maceió, 2010.
- HOWARD, K. W. F.; GELO, K. K. Intensive groundwater use in urban areas: the case of megacities. **Intensive Use of Groundwater: Challenges and Opportunities**, p. 35-58, 2002.
- HUBER, J. C.; BRENDER JR, J. D. et al., Maternal dietary intake of nitrates, nitrites and nitrosamines and selected birth defects in offspring: a case control study. **Nutr. Journal**, v. 12, n. 34, 2013.
- ISHIDA, S.; TSUCHIHARA, T.; YOSHIMOTO, S.; IMAIZUMI, M. Sustainable use of groundwater with underground dams. **Japan Agricultural Research Quarterly**, v. 45, n. 1, p. 51–61, 2011.
- JALALI, M. Nitrates leaching from agricultural land in Hamadan, western Iran. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 110, p. 210–218, 2005.
- JIANG, Y.; SOMERS, G. Modeling effects of nitrate from non-point sources on groundwater quality in an agricultural watershed in Prince Edward Island, Canada. **Hydrogeology Journal**, v 17, n. 3, p.707-724, 2009.
- JYRKAMA, I. M.; SYKES, J. F. The impact of climate change on spatially varying groundwater recharge in the grand river watershed. **Journal of Hydrology**, v. 338, p. 237–250, 2007.
- KATZ, B. G.; SEPULVEDA, A. A.; VERDI, R. J. Estimating nitrogen loading to ground water and assessing vulnerability to nitrate contamination in a large karstic springs basin, Florida. **J. Am. Water Resour. Assoc.** 45 (3), 607–627, 2009.

- KORNDÖRFER, G. H.; ANDERSON, D. L. Use and impact of sugar-alcohol residues vinasse and filter cake on sugarcane production in Brazil. **Sugar y Azucar**, v. **92**, n. **3**, 26–35, 1997.
- KURTZMAN, D.; SHAPIRA, R. H.; BAR-TAL, A.; FINE, P.; RUSSO, D. Nitrate fluxes to groundwater under citrus orchards in a Mediterranean climate: observations, calibrated models, simulations and agro-hydrological conclusions. **Journal of Contaminant Hydrology**, v. 151, p. 93-104, 2013.
- LALEHZARI, R.; TABATABAEI, S. H.; YARALI, N. A. Variation of nitrate contamination in shahrekord aquifer and its mapping using gis. **Iranian Water Research Journal**, v. 3, n. 4, p. 9-17, 2009.
- LANDON, M.K.; DELIN, G.N.; KOMOR, S.C.; REGAN, C.P. 2000. Relation of pathways and transit times of recharge water to nitrate concentrations using stable isotopes. **Groundwater**, v.38 (3), p.381-395, 2000.
- LERNER, D. N. 2002. Identifying and quantifying urban recharge: a review. **Hydrogeology Journal**, v. 10, p. 143-152.
- LERNER, D.N., YANG, Y., BARRETT, M.H., TELLAM, J.H. Loading of non-agricultural nitrogen in urban groundwater. Impacts of urban growth on surface and groundwater quality, IAHS publication n, 259. **IAHS Press**, p.117–123, 1999.
- LIDDER, S.; WEBB, A. J. Vascular effects of dietary nitrate (as found in green leafy vegetables and beetroot) via the nitrate-nitrite-nitric oxide pathway. **British Journal of Clinical Pharmacology**, 75, 677–696, 2013.
- LIJINSKY, W. N-nitroso compounds in the diet. **Mutation Research** 443, p. 129-138, 1999.
- MADISON, R. J.; BRUNETT, J.O. Overview of the occurrence of nitrate in ground water of the United States. In National Water Summary 1984. U.S. **Geological Survey Water-Supply Paper**, 2275, 1985.
- MALDANER, C. H. Recarga de aquífero em área urbana: estudo de caso de Ucrânia (SP). Dissertação (Mestrado) – **Programa de Pós-Graduação em Recursos Minerais e Hidrogeologia**. IGc/USP, 2010.
- MARTÍNEZ, D.; MOSCHIONE, E. et al. Distribution and origin of nitrate in groundwater in an urban and suburban aquifer in Mar del Plata, Argentina. **Environmental Earth and Science**, v. 72, p. 1877-1886, 2014.
- McDONALD, M. G.; HARBAUGH, A. W. A modular 3-dimensional finite difference groundwater flow model. **U.S. Geological Survey Techniques of water resource investigations**, Livro 6, capítulo A-1, p. 83-875, 1988.
- MCGUIRE, J. T.; LONG, D. T.; KLUG, M. J.; HAACK, S. K.; HYNDMAN, D. W. 2002. Evaluation behavior of oxygen, nitrate, and sulfate during recharge and quantifying reduction rates in a contaminated aquifer. **Environmental Science & Technology**, v.36, p. 2693-2700, 2002.
- MENEZES JR, J.C.M. Calibração de um modelo de fluxo subterrâneo para a região metropolitana de Maceió. Engenharia Ambiental e Sanitária (Monografia), Universidade Federal de Alagoas, 2011.

- MERZ, C.; STEIDL, J.; DANNOWSKI, R. Parameterization and regionalization of redox based denitrification for GIS-embedded nitrate transport modeling in Pleistocene aquifer systems. **Environment Geology**, v.58, p. 1587–1599, 2009.
- MEYBOOM, P. Unsteady Groundwater Flow Near a Willow Ring in Hummocky Moraine. *Journal of Hydrology*, v.4, p.38-62, 1996.
- MILLER, J. J.; ACTON, D. F.; ARNAUD, R. J. ST. The Effect of Groundwater on Soil Formation in a Morainal Landscape in Saskatchewan. **Canadian Journal of Soil Science**, v.65, p.293-307, 1985.
- MONTEITH, J. L. Evaporation and environment. In: B.D. Fogg, (Ed.), *The State and Movement of Water in Living Organism*, Symposium of the society of experimental biology, 19, **Cambridge University Press, Cambridge** (1965), 205–234, 1965.
- MORRIS, B.; DARLING, W. et al. Assessing the impact of modern recharge on a sandstone aquifer beneath a suburb of Doncaster, UK. **Hydrogeology Journal**, v. 14, p. 979–97, 2006.
- MU, Q.; ZHAO, M.; RUNNING, S.W. Improvements to a MODIS global terrestrial evapotranspiration algorithm. **Remote Sensing of Environment**, v. 115 (8), p. 1781–1800, 2011.
- NAGAO, T.; MORITA, Y.; ISHIZUKA, Y.; WADA, A.; MIZUTANI, M.. Induction of fetal malformations after treatment of mouse embryos with methylnitrosourea at the preimplantation stages. **Teratogenesis, Carcinogenesis, and Mutagenesis**, v. 11, p. 1-10, 1991.
- NARULA, K. K.; GOSAIN, A. K. Modeling hydrology, groundwater recharge and non-point nitrate loadings in the Himalayan Upper Yamuna basin. **Science of the Total Environment** v, 468-469, p. S102-S116, 2013.
- NOBRE, R. C. M. Avaliação de risco para uso e proteção de aquíferos. Estudo de caso: região metropolitana de Maceió-AL. Tese: **Programa de Pós-graduação de Engenharia da Universidade Federal do Rio de Janeiro**, COPPE, 2006.
- NOLAN, B. T.; STONER, J. Nutrients in groundwaters of the conterminous United States, 1992-1995. **Environmental Science & Technology**, v. 34, p. 1156–1165, 2000.
- OBEIDAT, M. M.; MASSADEH, A. M. et al. Analysis and evaluation of nitrate levels in groundwater at Al-Hashimiya area Jordan. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 135, n.(1–3), p. 475–486, 2007.
- OLESEN, J. E.; CARTER, T. R. et al. Uncertainties in projected impacts of climate change on European agriculture and terrestrial ecosystems based on scenarios from regional climate models. **Climate Change**, v. 81, p. 123–43, 2007.
- OLIVEIRA, A. M.; TOLEDO, P. H. O.; SILVA, T. J. M.; FREIRE, C. C. O efeito do saneamento nas concentrações de nitrato nas águas subterrâneas. In: **Anais do IV Congresso Internacional de Meio Ambiente Subterrâneo**, São Paulo, 2015.
- PACHECO, J.; CABRERA, S. Groundwater contamination by nitrates in the Yucatan Peninsula, Mexico. **Hydrogeology Journal**, v.5, n. 2, p. 47-53, 1997.

- PAPADOPOULOU, M. P.; KARATZAS, G. P.; BOUGIOUKOU, G. G. Numerical modeling of the environmental impact of landfill leachate leakage on groundwater quality—a field application. **Environmental Modeling and Assessment**, v. 12, p.43–54, 2007.
- PEPLAU, G. R. Influência da variação da urbanização nas vazões de drenagem na bacia do rio Jacarecica em Maceió-AL. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento) – Universidade Federal de Pernambuco. CGT. Engenharia Civil. Recife, 2005.
- POLLOCK, D. W. Users'guide for MODPATH/MODPATH-PLOT, version 3: a particle tracking post-processing package for MODFLOW, the U.S. Geological Survey finite-difference ground-water flow model. **U.S. Geological Survey, open file report** 94-464, 1994.
- PUCKETT, L. Identifying the Major Sources of Nutrient Water Pollution. **Environmental Science and Technology**, v.29, p, 408A-414A, 1995.
- PULIDO-VELAZQUEZ, M.; PEÑA-HARO, S.; et al. Integrated assessment of the impact of climate and land use changes on groundwater quantify and quality in the Mancha Oriental system (Spain). **Hydrology and Earth System Science**, v. 19, p.1677-1693, 2015.
- RANDALL, G.; DELGADO, J.A.; AND SCHEPERS, J.S. Nitrogen management to protect water resources. **Nitrogen in agricultural systems**, eds. J.S. Schepers, and W.R. Raun, 911–945. SSSA Monograph. 49: Madison, WI, 2008.
- review and case study. **Water Res.** 39 (1), 3–16, 2005.
- REYNOLDS-VARGAS, J.; FRAILE-MERINO, J.; HIRATA, R. Trends in nitrate concentrations and determination of its origin using stable isotopes (^{18}O and ^{15}N) in groundwater of the western Central Valley, Costa Rica. **Ambio: A Journal of the Human Environment**, 35(5), p.229-236, 2006.
- RIVETT, M. O.; BUSS, S. R.; et al. Nitrate attenuation in groundwater: a review of biogeochemical controlling processes. **Water Research**, v. 42, p. 4215-4232, 2008.
- RIVETT, M.O., SMITH, J.W.N., BUSS, S.R., MORGAN, P. Nitrate occurrence and attenuation in the major aquifers of England and Wales. **Q. J. Eng. Geol. Hydrogeol.** 40 (4), 335–352, 2007.
- ROCHA, W. J. S.; CAMPOS, J. E. G.; CAVALCANTE, A. T.. Estudo da evolução potenciométrica dos aquíferos da região de Maceió-AL. **Geociências**, v.24, n.2, p. 193-201, 2005.
- ROCHA, W.J.S. Estudo da salinização das águas subterrâneas na região de Maceió a partir da integração de dados Hidrogeológicos, Hidrogeoquímicos e Geolétricos. Brasília, 193 p. Tese (Doutorado em Geociências) **Instituto de Geociências da Universidade de Brasília**, 2005.
- RUEEDI, J.; CRONIN, A. A.; MORRIS, B. L. Estimation of sewer leakage to urban groundwater using dephspecific hydrochemistry. **Water and Environment Journal**, v. 23, p. 134-144, 2009.

- RUSTAD L. E.; CAMPBELL, J. L. et al. A metaanalysis of the response of soil respiration, net nitrogen mineralization, and aboveground plant growth to experimental ecosystem warming. **Oecologia**, 126:543–62, 2001.
- SÁ FILHO, J. A. R. Avaliação qualitativa das águas no sistema da macrodrenagem da bacia do Tabuleiro dos Martins – Maceió-AL. Dissertação (mestrado) apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento, Universidade Federal de Alagoas, 2010.
- SCANLON, B. R.; JOLLY, I.; SOPHOCLEOUS, M.; ZHANG, L. Global impacts of conversion from natural to agricultural ecosystems on water resources: Quantity versus quality. **Water Resource Research**, v. 43, W03437, 2007.
- SCHULZE-MAKUCH, D. Longitudinal dispersivity data and implications for scaling behavior. **Groundwater**, v.43 (3), p.443-456, 2005.
- SILVA, F. V. Avaliação da contaminação das águas subterrâneas por atividade cemiterial na cidade de Maceió-AL. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento) – Universidade Federal de Alagoas, 2012.
- SILVA, V. M. F. Efeito das ações antrópicas na qualidade da água da bacia do riacho do silva, em Maceió-AL. Dissertação (mestrado) apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento, Universidade Federal de Alagoas, 2011.
- SNIS – SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO. Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos urbanos – 2013. Brasília: 2015.
- SPALDING, R. F.; EXNER, M. E. Occurrence of nitrate in groundwater -A review. **Journal of Environmental Quality**, v. 22, p. 392-402, 1993.
- STUART, M. E.; GOODDY, D. C.; BLOOMFIELD, J. P.; WILLIAMS, A. T. A review of the impact of climate change on future nitrate concentrations in groundwater of the UK. **Science of the Total Environment**, v. 409, p. 2859-2873, 2011.
- SUGITA, F.; NAKANE, K. Combined effects of rainfall patterns and porous media properties on nitrate leaching. **Vadose Zone Journal**, v. 6, p. 548–53, 2007.
- TABATABAEI, S. H.; LALEHZARI, R. Determination of the contaminant sources by mapping tools in Shahrekord aquifer Iran. **International Groundwater Symposium**, Thailand, 2009.
- TESORIERO , A. J.; VOSS, F. D. Predicting the probability of elevated nitrate concentration in the Puget Sound Basin: implications for aquifer susceptibility and vulnerability. **Groundwater**, v. 35, n. 6, p. 1029-2039, 1997.
- TÓTH, J. Groundwater as a geologic agent: an overview of the causes, processes, and manifestations. *Hydrogeology Journal* 7:1–14, 1999.
- ULEN, B.; JOHANSSON, G. Long-term nutrient leaching from a Swedish arable field with intensified crop production against a background of climate change. **Acta Agriculture Scandinavica**, Section B-Soil & Plant Science, v. 59, p. 157–69, 2009.

- VARNIER, C.; IRITANI, M.A.; VIOTTI, M.; ODA, G.H.; FERREIRA, L.M.R. Nitrate nas águas subterrâneas do sistema aquífero bauru, área urbana do município de Marília (SP). **Revista do Instituto Geológico**, v.31 (1/2), p.1-21, 2010.
- VÁZQUEZ-SUNÉ, E.; SÁNCHEZ-VILA, X.; CARRERA, J. Introductory review of specific factors influencing urban groundwater, an emerging branch of hydrogeology, with reference to Barcelona, Spain. **Hydrogeology Journal**, v.13, p. 522-533, 2005.
- VIDAL, D. H. F. Modelagem hidrodinâmica como suporte a avaliação e proposição de alternativas compensatórias para mitigação dos problemas de cheias urbanas na bacia do riacho Reginaldo em Maceió-AL. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2012.
- VOMOCIL, J. A. Fertilizers: Best management practices to control nutrients in processing of the northwest non-point source pollution. Conference Olympia, WA Department of Social and Health Service Washington, LD-II, 24–25 March, p. 88–97, 1987.
- VROBLESKY, D. A.; CHAPELLE, F. H. Temporal and spatial changes of terminal electron-accepting process in a petroleum hydrocarbon-contaminated aquifer and the significance for contaminant biodegradation. **Water Resources Research**, v. 20, n.5, p.1561-1570, 1994.
- WAKIDA, F.T.; LERNER, D.N. Non-agricultural sources of groundwater nitrate: a review and case study. **Water Research**, v.39, p. 3-16, 2005.
- WANG, P. P.; ZHENG, C. Contaminant transport models under random sources. **Groundwater**, v. 43, n. 3, p.423–433, 2005.
- WANG, S.; SHO, J. et al. Application of MODFLOW and geographic information system to groundwater flow simulation in North China Plain. **China Environmental Geology**, v. 55, p. 1449–1462, 2008.
- WEITZBERG, E.; LUNDBERG, J. O. Novel aspects of dietary nitrate and human health. **Annual Review of Nutrition**, 33, 129–159, 2013.
- WINGLE, W. L.; POETER, E. P.; MCKENNA, S. A. UNCERT: geostatistics, uncertainty analysis and contaminant transport modeling. **Computers & Geosciences**, v. 25, p. 365–376, 1999.
- World Health Organization (WHO). Guidelines for drinking-water quality. vol 1. World Health Organization, Geneva, p. 515, 2006.
- YANG, Y.; LERNER, D.N.; BARRETT, M.H.; TELLAM, J.H. Quantification of groundwater recharge in the city of Nottingham, UK. **Environmental Geology**, v.38 (3), p.183-198, 1999.
- YEANF, J.; GOMERS, G. Modeling effects of nitrate from non-point sources on groundwater quality in an aquifer watershed in Prince Edward Island, Canada. **Hydrogeology Journal**, v.17(3), p. 707-724, 2009.
- ZHANG, W. L.; TIAN, Z. X.; ZHANG, N.; LI, X. Q. Nitrate pollution of groundwater in northern China. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.59, p.223–231, 1996.

ZHENG, C.; BENNETT, G.D. Applied contaminant transport modeling – theory and practice. **Eos**, v.77(48), p.479, 1995.

ZHENG, C.; WANG, P.P. MT3DMS: A modular three-dimensional multispecies transport model for simulation of advection, dispersion, and chemical reactions of contaminants in groundwater systems; documentation and user's guide. **U.S. Army Engineer Research and Development Center Cataloging-in-Publication Data**, 1999.

ANEXO A

	2009							2010									
	JAN/FEV	MAR/ABR	MAI/JUN	JUL/AGO	SET/OUT	OUT/NOV	DEZ	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN	JUL	AGO	SET	OUT	NOV
P1	18.98	22.00	1.12	4.18	10.96	25.01	10.21	6.08	4.94	4.64	2.24	1.77	2.83	0.66	0.20	0.17	
P2	33.92	26.65	67.26	71.16	63.58	62.52						59.43	73.25	67.69	46.71	5.58	48.52
P3	0.05	2.02	0.02	13.39	4.75	5.47	3.57	2.34	2.67	3.83	5.32	5.49	21.43	9.09	6.20	40.58	67.20
P4	33.61	38.75	49.88	37.73	37.14	53.62	56.35	22.57	55.52	55.52	51.96	96.90	66.26	96.97	83.39	114.32	124.68
P5	23.20	11.46	27.06	22.56	13.67	17.22	23.03	44.86	12.83	11.40	71.76	23.45	74.43	108.82	75.72	93.64	112.23
P6	13.83	6.23	10.70	9.82	11.39	13.57	12.68	10.88	9.69	11.21	11.96	14.83	15.71	15.62	11.34	14.76	4.86
P7	6.29	2.76	7.93	3.94	8.69	8.95	7.90	6.40	8.64	8.48	6.72	8.96	9.70	9.71	2.03	7.37	1.94
P8	22.39	1.64	20.77	14.97	20.19	20.90	16.79	11.78	12.84	22.68	22.08	17.82	35.54	34.89	41.32	31.74	41.80
P9	12.12	4.04	11.25	10.37	12.24	12.17	6.17	4.17	9.07	12.34	7.84	-	12.84	0.53	12.25	10.31	13.03
P10	6.65	13.48	6.20	4.82	6.50	6.98	9.25	2.74	5.58	6.22	7.11	7.04	5.34	13.13	0.82	6.88	0.87
P11	28.58	8.89	49.47	31.21	48.05	21.13											
P12	19.26	4.20	5.18	6.22	19.22	5.99	11.21	3.86	4.66	6.29	6.51	7.43	8.00	6.82	5.94	7.06	2.26
P13	16.89	3.57	11.10	7.74	6.22	11.29	6.43	7.56	10.52	13.97	10.06	12.98	13.35	15.74	2.48	15.25	2.47
P14	4.30	1.91	3.43	2.67	4.47	3.33	6.79	2.08	7.98	9.19	3.85	5.35	5.11	8.16	4.16	0.08	1.74
P15	7.26	3.71	7.22	6.06	8.64	9.40	6.94	4.48	3.43	6.37	5.66	7.51	9.38	69.26	3.09	6.83	3.08
P16	53.62	42.37	18.32	26.67	57.65	49.83	58.72	32.77	35.24	25.74	58.19	60.09	69.75	11.59	51.84	55.45	51.55
P17	37.73	21.78	12.72	14.81	15.33	13.58	34.78	24.85	40.94	32.60	52.44	31.51	49.06	46.33	13.55	23.57	16.56
P18			3.82	2.33	27.61	13.57	23.73	22.64	30.03	34.78	40.09	44.32	51.31	5.89	41.11	51.13	41.29